

# GUÍA DE MANEJO Y RESTAURACIÓN DE ARRECIFES PARA MEJORAR LA PROTECCIÓN COSTERA

Recomendaciones para la aplicación global basadas en lecciones aprendidas en México



CALINA ZEPEDA-CENTENO, ISMAEL MARIÑO-TAPIA, ELIZABETH MCLEOD, ROSA RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ,  
LORENZO ÁLVAREZ-FILIP, ANASTAZIA BANASZAK, MIREILLE ESCUDERO-CASTILLO, RODOLFO SILVA-CASARÍN,  
EDGAR MENDOZA-BALDWIN, MICHAEL BECK, Y ELIZABETH SHAVER.



# GUÍA DE MANEJO Y RESTAURACIÓN DE ARRECIFES PARA MEJORAR LA PROTECCIÓN COSTERA

Recomendaciones para la aplicación global basadas en lecciones aprendidas en México



CALINA ZEPEDA-CENTENO, ISMAEL MARIÑO-TAPIA, ELIZABETH MCLEOD, ROSA RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, LORENZO ÁLVAREZ-FILIP, ANASTAZIA BANASZAK, MIREILLE ESCUDERO-CASTILLO, RODOLFO SILVA-CASARÍN, EDGAR MENDOZA-BALDWIN, MICHAEL BECK, Y ELIZABETH SHAVER.

## AUTORES

**Calina Zepeda Centeno**- The Nature Conservancy (TNC)

**Elizabeth McLeod**- The Nature Conservancy (TNC)

**Ismael Mariño Tapia**- Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV)

**Rosa Rodríguez Martínez** - Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMYL) – Unidad Académica de Sistemas Arrecifales de Puerto Morelos de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

**Lorenzo Alvarez Filip** - Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMYL) – Unidad Académica de Sistemas Arrecifales de Puerto Morelos de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

**Anastazia T. Banaszak** - Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMYL) – Unidad Académica de Sistemas Arrecifales de Puerto Morelos de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

**Mireille Escudero Castillo** - Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

**Rodolfo Silva Casarín** - Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

**Edgar Mendoza Baldwin** - Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

**Michael Beck** - The Nature Conservancy (TNC)

**Elizabeth Shaver** - The Nature Conservancy (TNC)

Los autores desean agradecer a las siguientes instituciones que participaron en la preparación de esta guía: The Nature Conservancy (TNC), Centro de Investigación y Estudios Avanzados (CINVESTAV) - Unidad Mérida, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMYL) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y el Instituto de Ingeniería (II) de la UNAM. También desean agradecer a María Macías por revisar la Guía y por ofrecer excelentes consejos, aportaciones y sugerencias. Un reconocimiento especial a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México (CONANP) por su apoyo sostenido y variado durante todo el proceso.

ESTA PUBLICACIÓN ES PARTE DE LA INICIATIVA DE RESILIENCIA COSTERA EN MÉXICO, DE THE NATURE CONSERVANCY.

**Dirección en México:** Fernando Secaira

**Especialista en restauración:** Calina Zepeda Centeno

**Asistente:** María Macías Constantino

**Dirección global:** Mark Way

**Manejo de proyecto:** Bess Tassoulas

Esta publicación fue producida con el apoyo financiero de Swiss Re Foundation y The Nature Conservancy (TNC).

## DISEÑO

Karla Paola Vazquez Mendoza

## EDICIÓN

María Macías Constantino

Calina Zepeda Centeno

Elizabeth McLeod

## TRADUCCIÓN

Carolina Rosales Juárez

## FOTO DE PORTADA

Arrecife Limones, Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos/  
© Lorenzo Álvarez-Filip

## FOTO DE PORTADA INTERIOR

Vista aérea de Puerto Morelos, Quintana Roo/© Lorenzo Álvarez-Filip

## CITA SUGERIDA

Zepeda-Centeno C., Mariño-Tapia I., McLeod E., Rodríguez-Martínez R., Álvarez-Filip L., Banaszak A. T., Escudero-Castillo M., Silva-Casarín R., Mendoza-Baldwin, E. Beck M. y Shaver, E. 2018. Guía de manejo y restauración de arrecifes para mejorar la protección costera: recomendaciones para aplicación global basadas en lecciones aprendidas en México. The Nature Conservancy, México. 60 p.

Este documento fue preparado por The Nature Conservancy (TNC) en alianza con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados (CINVESTAV) - Unidad Mérida, el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMYL) - Unidad Académica de Sistemas Arrecifales de Puerto Morelos de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y el Instituto de Ingeniería de la UNAM. Las opiniones, hallazgos, conclusiones y recomendaciones son las de los autores. Cualquier error es responsabilidad de los autores.

# CONTENIDO

	<b>MAPAS, FIGURAS, TABLAS</b>	<b>V</b>
	<b>ABREVIATURAS, ACRÓNIMOS</b>	<b>VI</b>
	<b>GLOSARIO DE TÉRMINOS</b>	<b>VII</b>
	<b>RESUMEN EJECUTIVO</b>	<b>VIII</b>
<b>CAPÍTULO 1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
	Arrecifes de coral: una defensa natural	2
	Arrecifes en peligro	4
	Restauración del arrecife como estrategia de reducción de riesgos	5
<b>CAPÍTULO 2</b>	<b>FACTORES OCEANOGRÁFICOS, ECOLÓGICOS Y GEOLÓGICOS QUE IMPULSAN LA CAPACIDAD DE PROTECCIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES</b>	<b>7</b>
	Protección costera de los arrecifes vinculada a procesos de rompimiento de olas	9
	Perfil del arrecife	9
	Fisiografía y configuración del arrecife	11
	Protección costera del arrecife relacionada con la fricción y rugosidad	12
	Protección costera del arrecife mediante la protección de organismos generadores de arena (peces e invertebrados)	14
<b>CAPÍTULO 3</b>	<b>FACTORES VINCULADOS A LA ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA QUE REDUCEN LA CAPACIDAD DE PROTECCIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES</b>	<b>15</b>
	Efectos del cambio climático (efectos a gran escala)	15
	Incremento de la temperatura y acidificación del mar	15
	Aumento del nivel del mar	16
	Efectos de los factores de estrés locales en la degradación del arrecife	17
	Amenazas que enfrentan los arrecifes de coral y las comunidades costeras en la península de Yucatán: caso de Quintana Roo	18
<b>CAPÍTULO 4</b>	<b>EVALUACIÓN DE RIESGOS E IDENTIFICACIÓN DE SOLUCIONES PARA REDUCIR EL RIESGO COSTERO</b>	<b>20</b>
	Evaluación del servicio de protección costera de los arrecifes	
<b>CAPÍTULO 5</b>	<b>RESTAURACIÓN DE ARRECIFES Y OTRAS MEDIDAS DE MITIGACIÓN DE EROSIÓN COSTERA</b>	<b>28</b>
	¿Cómo cumplir los objetivos ecológicos y de reducción de riesgos?	28
	Restauración ecológica de arrecifes	29
	Propagación asexual	29
	Propagación sexual	30
	Beneficios y limitaciones de los métodos de propagación sexual y asexual	31

<b>CAPÍTULO 5</b>	Restauración física del arrecife	<b>32</b>
	<b>Mimetismo Físico (Arrecifes Artificiales de Concreto y Rompeolas)</b>	<b>33</b>
	Beneficios y limitaciones de la restauración de arrecifes físicos y los métodos de mimetismo físico	<b>37</b>
	<b>Costos asociados a la restauración de arrecifes</b>	<b>38</b>
	Costos de la restauración ecológica de arrecifes	<b>38</b>
	Costos de la restauración física	<b>38</b>
<b>CAPÍTULO 6</b>	<b>EL MANEJO DEBE AYUDAR A APOYAR LOS SERVICIOS DE LA PROTECCIÓN COSTERA</b>	<b>39</b>
	<b>Amenazas a ser abordadas para el éxito de la restauración</b>	<b>40</b>
	Control de la Contaminación	<b>40</b>
	Eliminación de la pesca excesiva / pesca destructiva	<b>42</b>
	Manejo del desarrollo costero	<b>42</b>
	Manejo de los impactos turísticos	<b>43</b>
	Adaptación al cambio climático	<b>43</b>
	Promoción de áreas marinas protegidas (AMPs)	<b>44</b>
	<b>Manejo, mantenimiento y monitoreo de sitios restaurados</b>	<b>45</b>
	Manejo de un sitio restaurado	<b>45</b>
	Mantenimiento de un sitio restaurado	<b>46</b>
	Monitoreo de un sitio restaurado	<b>47</b>
<b>CAPÍTULO 7</b>	<b>Planificación del proyecto y consideración clave</b>	<b>49</b>
	Planificación del proyecto	<b>49</b>
<b>CAPÍTULO 8</b>	<b>Recomendaciones</b>	<b>51</b>
	<b>Referencias</b>	<b>53</b>

# MAPAS, FIGURAS Y TABLAS

<b>TABLA 1</b>	Amenazas para los arrecifes de coral	<b>4</b>
<b>FIGURA 1</b>	Efectos esquemáticos del perfil batimétrico de los arrecifes de barrera sobre la atenuación de las olas en la playa.	<b>9</b>
<b>FIGURA 2</b>	Efectos esquemáticos de la batimetría 2D sobre la atenuación de las olas en la playa. Tramo de costa en Quintana Roo, México (de Punta Nizuc a Puerto Morelos). Las flechas representan la dirección principal de aproximación de la ola	<b>12</b>
<b>FIGURA 3</b>	Perfil batimétrico en un arrecife del Caribe (Puerto Morelos) y cubierta bentónica asociada	<b>12</b>
<b>FIGURA 4</b>	<b>a.</b> Estimaciones de rugosidad (en m) obtenidas de mediciones batimétricas a pequeña escala filtradas como $4\sigma$ . <b>b</b> Batimetría filtrada de los efectos de ola medidos con ecosonda de un solo haz y GPS diferencial. <b>c.</b> Batimetría a mayor escala del transecto presentado en (b)	<b>23</b>
<b>FIGURA 5</b>	<b>a.</b> Clima de olas en alta mar de 2005 a 2016 para el norte del Caribe (boya NOAA 42056). Rosa del oleaje para la altura de ola. <b>b.</b> Propagación de la ola para la región de Puerto Morelos mostrando en colores la alturas de ola, e isobatas batimétricas de 20 m y 1.5 m marcadas en líneas continuas	<b>24</b>
<b>FIGURA 6</b>	Volumen de arena presente en la playa por metro a lo largo de la costa	<b>25</b>
<b>FIGURA 7</b>	Comparación del flujo de energía de las olas entre 8 m de profundidad (líneas discontinuas) y cerca de la costa (líneas continuas) en diferentes escenarios de rugosidad del arrecife, simulando acciones de restauración. Los valores de $K_w$ indican los incrementos de rugosidad cerca de la costa.	<b>26</b>
<b>TABLA 2</b>	Resumen de las unidades de almacén de concreto de rompeolas.	<b>34</b>
<b>FIGURA 8</b>	Rompeolas hecho con Reef Balls sumergidas para estabilización costera en República Dominicana (1.2 - 1.3 m de altura, a profundidades de 1.6 - 2.0 m)	<b>35</b>
<b>FIGURA 9</b>	WAD utilizados para construir un rompeolas sumergido como protección costera en Puerto Morelos, en el Caribe mexicano	<b>36</b>
<b>FIGURA 10</b>	Dique artificial sumergido compuesto de bloques de concreto prefabricados.	<b>36</b>
<b>TABLA 3</b>	Costos de restauración de arrecifes coralinos.	<b>38</b>

## ABREVIATURAS, ACRÓNIMOS

La inclusión en el listado puede depender de la frecuencia del uso en el texto

ADCP	Perfilador de corriente acústico Doppler (por sus siglas en inglés)
AIMS	Instituto Australiano de Ciencias Marinas (por sus siglas en inglés)
AMP	Área marina protegida
BETI	Índice de tendencia de erosión de playa (por sus siglas en inglés)
CARMABI	Fundación Investigación del Caribe y Gestión de la Biodiversidad (por sus siglas en inglés)
CCRIF	Facilidad de Seguros contra Riesgos Catastróficos en el Caribe (por sus siglas en inglés)
CENAPRED	Centro Nacional de Prevención de Desastres
GPS	Sistema de Posicionamiento Global
ESE	Este Sureste
GPS	Global Positioning System
IPCC	Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (por sus siglas en inglés)
LIDAR	Detección y rango de imágenes laser (por sus siglas en inglés)
MARPOL	Convenio internacional para prevenir la contaminación por los buques
MIZC	Manejo Integrado de las Zonas Costeras
N	Norte
NMFS	Servicio Nacional de Pesca Marina de los Estados Unidos (por sus siglas en inglés)
NMM	Nivel medio del mar

NNE	Norte noreste
NOAA	Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (por sus siglas en inglés)
OMI	Organización Marítima Internacional
OPRC	Convenio y Protocolo de Londres y Convenio Internacional sobre Cooperación, Preparación y Lucha contra la Contaminación por Hidrocarburos (por sus siglas en inglés)
PIB	Producto Interno Bruto
PNAPM	Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
REF/DIF	Modelo de refracción-difracción
SAM	Sistema Arrecifal Mesoamericano
SCORE	Fundación Reproducción Sexual de Coral Internacional (por sus siglas en inglés)
SWAN	Modelo de simulación de olas en aguas poco profundas (por sus siglas en inglés)
UICN	Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
UTM	Universal Transversal de Mercator
WAD	Dispositivo atenuador de oleaje (por sus siglas en inglés)
WAPO	Modelo de propagación de oleaje (por sus siglas en inglés)
WAVES	Proyecto Capital Natural y Valoración de los Servicios Ecosistémicos (por sus siglas en inglés)
ZR	Zonas de recuperación

## GLOSARIO DE TÉRMINOS

<b>CLONAR</b>	Copia genética exacta de la colonia parental.
<b>COLONIA</b>	Conjunto de pólipos genéticamente idénticos que están conectados entre sí mediante tejido y desplazados en un cuerpo simple sobre un esqueleto de carbonato de calcio.
<b>CORALES RESILIENTES</b>	Colonias de coral o poblaciones que resisten perturbaciones sin experimentar una mortalidad significativa y/o que se recuperan rápidamente de una perturbación.
<b>DIVERSIDAD GENÉTICA</b>	Número de variantes (alelos) de cada gen presentes en la población y la forma en que se distribuyen dichas variantes entre los individuos.
<b>FRAGMENTO</b>	Sección de una colonia de coral ramificada, utilizada para plantación directa y propagación en viveros.
<b>MEJORAMIENTO DE LA POBLACIÓN</b>	Adición o plantación, en poblaciones silvestres, de fragmentos de coral cultivados en viveros y colonias.
<b>MITIGACIÓN</b>	Reducción o control de los impactos ambientales adversos de un proyecto, incluida la restitución por cualquier daño al ambiente mediante el reemplazo, restauración o creación de hábitat en un área para compensar las pérdidas en otra.
<b>PROPAGACIÓN ASEJUAL</b>	Proceso de cortar, podar, fragmentar una colonia de coral en secciones más pequeñas llamadas "fragmentos".
<b>PROPAGACIÓN DE OLAS</b>	Cualquiera de las formas en que viajan las olas.
<b>PUCK</b>	Disco de cemento, cono o pirámide utilizado para asegurar los fragmentos a las plataformas de propagación durante la etapa de vivero o al sustrato del arrecife, durante las actividades de plantación.
<b>REHABILITACIÓN</b>	Acto de reemplazar parcialmente o (con menor frecuencia) reemplazar totalmente las características estructurales o funcionales de un ecosistema que se ha reducido o perdido, o sustituir cualidades o características alternativas a las que estaban presentes originalmente garantizando un mayor valor social, económico o ecológico del que existía en el estado perturbado o degradado.
<b>RESTAURACIÓN</b>	Acto de recuperar un ecosistema degradado, lo más cerca posible a su condición original.

## RESUMEN EJECUTIVO

Esta guía tiene como objeto proporcionar una revisión y recomendaciones sobre el manejo y restauración de arrecifes con fines de protección costera. Sintetiza la evidencia de la función de los arrecifes de coral en la protección costera y la reducción de riesgos durante desastres. Presenta los factores ecológicos, geológicos y oceanográficos que contribuyen a la capacidad de protección costera de los arrecifes y los factores que reducen dicha capacidad. También presenta una serie de soluciones de reducción de riesgo a fin de restaurar los servicios de protección provistos por los arrecifes, así como enfoques de manejo que pueden ayudar a respaldar los valores de protección costera del arrecife. Finalmente, proporciona una serie de recomendaciones para evaluar cuándo, dónde y cómo aplicar la restauración de arrecifes para la reducción de riesgos.

Esta guía no pretende proporcionar consejos prácticos detallados, técnicas o métodos sobre cómo llevar a cabo la restauración de arrecifes.

# CAPÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN

El impacto del aumento del nivel del mar, combinado con tormentas más frecuentes y severas, pone en riesgo las costas y las comunidades humanas que viven en zonas costeras alrededor del mundo. Las tormentas extremas pueden causar la elevación del nivel del mar local varios metros a través de vientos severos, olas y condiciones de presión atmosférica. Las tormentas extremas pueden causar una elevación de varios metros en el nivel del mar local debido a vientos, oleaje y condiciones de presión atmosférica severa (Resio y Westerink 2008). La exposición de las personas y de los bienes a los riesgos costeros ha aumentado rápidamente, y se espera que esta tendencia continúe (Wong et al. 2014). La pérdida de hábitats costeros que brindan protección costera, el hundimiento de la tierra, el ritmo acelerado del desarrollo costero y el crecimiento poblacional, dan como resultado un mayor número de personas y propiedades en riesgo. Un reciente análisis global proyectó un crecimiento poblacional de 625 millones de personas en zonas costeras de baja elevación para el año 2000 y de 1.4 billones de personas para 2060 (Neumann et al. 2015). Por lo tanto, están en riesgo la vida y el bienestar de más de un billón de personas (Sheppard et al. 2005).

Las inundaciones y erosión también causan impactos económicos significativos. En los últimos 30 años, el monto del Producto Interno Bruto (PIB) del mundo afectado anualmente por los ciclones tropicales ha aumentado en más de US\$1.5 billones. Las aseguradoras han pagado más de US\$300 billones en daños causados por tormentas en las zonas costeras en los últimos 10 años, dichos pagos a menudo se destinan a la reconstrucción de infraestructura costera igualmente vulnerable a las tormentas e inundaciones (World Bank 2016). Para el año 2050, se espera que el daño causado por inundaciones en ciudades costeras alrededor del mundo alcance US\$1 trillón al año (Hallegatte et al. 2013).



© Lorenzo Álvarez

## ARRECIFES DE CORAL: UNA DEFENSA NATURAL

El valor económico de los arrecifes de coral a nivel mundial se estima en

**US\$9.9 trillones**

Costanza et al. 2014

Los arrecifes de coral cubren menos del 1% de la superficie del planeta, pero albergan el 25 % de todas las especies de peces marinos (Burke et al. 1998). Los arrecifes de coral crean hábitats altamente diversos y productivos que proporcionan servicios ambientales y ecosistémicos clave, entre ellos, alimento, refugio, medios de subsistencia, medicinas y valores culturales que benefician a billones de personas alrededor del mundo (Spalding et al. 2001). Los arrecifes proporcionan fuentes de empleo e ingresos por turismo y pesca. Más de un billón de personas depende de los arrecifes como fuente de proteína. Solo en Asia, millones de personas trabajan en industrias que dependen del arrecife, incluyendo el sector turismo y pesca (Whittingham et al. 2003; Spalding et al. 2017). El valor económico de los arrecifes de coral a nivel mundial se estima en US\$9.9 trillones (Costanza et al. 2014). El papel que juegan los arrecifes en la protección costera contra las tormentas tropicales y huracanes, y en la generación de arena para las playas, son de importancia crítica. Sin embargo, la persistencia de estos bienes y servicios depende de la estabilidad ecológica de dichos ecosistemas (Álvarez-Filip et al.

2013; Micheli et al. 2014).

Cada vez hay mayor evidencia que destaca el papel de las soluciones naturales en la reducción de riesgos, es decir, el mejoramiento de las comunidades arrecifales, marismas y manglares para reducir las inundaciones y erosión causadas por las tormentas, y por el aumento del nivel del mar (Renaud et al. 2013; Ferrario et al. 2014; Spalding et al. 2014a, b). La mayoría de estos estudios se han centrado en los humedales costeros que reducen impactos de inundación y erosión, sin embargo, recientemente se ha reconocido la función de los arrecifes de coral en la reducción de la vulnerabilidad (Ferrario et al. 2014; Beck et al. 2018). La vulnerabilidad abarca la sensibilidad o la susceptibilidad al daño y la falta de capacidad para hacer frente y adaptarse (IPCC 2014). Aumenta con la pobreza, la escasez de recursos y las condiciones socioeconómicas volátiles o inestables, porque afectan la capacidad de las comunidades costeras para hacer frente a los peligros a corto plazo y adaptarse a los peligros a más largo plazo (Birkmann et al. 2013). Hay probabilidad de que aumente la vulnerabilidad de las comunidades humanas en las costas

del Caribe en respuesta a los aumentos proyectados en la intensidad de los huracanes en el Atlántico y el aumento del nivel del mar (Hopkinson et al. 2008). Es probable también que la vulnerabilidad se vea agravada dado que los arrecifes estructuralmente simplificados tienen menor capacidad de disipación del oleaje.

Los arrecifes de coral saludables reducen la vulnerabilidad mediante una serie de servicios ecosistémicos que incluyen, protección a la costa, seguridad alimentaria e ingresos para las comunidades costeras que se ven afectadas por desastres naturales y dificultades económicas. A nivel mundial, unas 197 millones de personas viven a menos de 10 m sobre el nivel del mar y a menos de 50 km de distancia de un arrecife, por lo cual se ven beneficiadas por la reducción de riesgo ofrecida por los arrecifes (Ferrario et al. 2014). Los arrecifes de coral actúan como la primera línea de defensa para las comunidades costeras, al reducir la exposición al oleaje fuerte, a inundaciones y a la erosión, y al brindar beneficios sociales, económicos y ecológicos antes, durante y después de los eventos catastróficos. Por ejemplo, se ha estimado que los países que más se benefician del manejo de los arrecifes para reducir los riesgos asociados al nivel del mar son Indonesia, Filipinas, Malasia, México y Cuba, con un ahorro anual en términos de daños por inundación que supera US\$400 millones en cada uno de estos países (Beck et al. 2018).

En el contexto de manejo de riesgo de desastres, el término exposición se refiere a las personas, las propiedades y los recursos que pueden verse afectados por los peligros costeros, incluidas las tormentas, marejadas, inundaciones y aumento del nivel del mar. La exposición se mide calculando la probabilidad de ocurrencia de los peligros costeros (cantidad y magnitud de los huracanes) y las personas y propiedades que se pueden ver afectadas. Los arrecifes de coral reducen la exposición a los peligros costeros al atenuar la energía de las olas que llegan hasta la costa en un promedio de 97% (Ferrario et al. 2014).

Los arrecifes son estructuras naturales que disipan la energía de las olas en el borde posterior del arrecife frente al mar y por medio de la fricción y turbulencia del fondo a medida que las olas pasan por el arrecife (Gourlay 1994, 1996a, b; Hardy y Young 1996; Wolanski 1994; Sheppard et al. 2005; Gallop et al. 2014). Además de reducir la energía de las olas, los arrecifes también reducen las marejadas y mantienen la elevación de la costa, protegiendo las costas de manera natural contra

la erosión y las inundaciones al suministrar y atrapar sedimentos que se encuentran en las playas adyacentes. Muchas playas e islas se han formado durante tormentas, a partir de sedimentos derivados directamente de los arrecifes de coral, y, en ocasiones reforzados por sedimentos arrastrados por el viento (Woodroffe, 2008). A diferencia de otros hábitats costeros, como los manglares, que atrapan principalmente sedimentos, los arrecifes de coral generan y reponen sedimentos (Woodroffe 1992; Milliman 1993).

Los arrecifes de coral pueden proporcionar beneficios de atenuación del oleaje comparables a las defensas artificiales, pueden ser rentables y pueden reemplazar o complementar las soluciones ingenieriles para aumentar la resiliencia de las poblaciones costeras (Simard et al. 2016). Un factor crítico para su capacidad de funcionamiento como rompeolas es la capacidad de los arrecifes de coral para generar cantidades masivas de estructura de carbonato, lo que les permite equiparar el ritmo del nivel del mar.

Mientras que algunos científicos predicen que los arrecifes pueden mantener el ritmo del aumento del nivel del mar en escenarios de bajas emisiones durante el próximo siglo (van Woerik et al. 2015), otros advierten que el rápido aumento del nivel del mar, en combinación con la reducción de la calcificación neta debido al calentamiento y acidificación del mar pueden provocar el ahogamiento de los arrecifes (Field et al. 2011; Anthony 2016). Si los arrecifes se mantienen sanos, pueden proporcionar importantes beneficios de protección costera, a diferencia de los rompeolas artificiales que requieren grandes costos de mantenimiento y pueden aumentar la erosión (Blanchon et al. 2010). Sin embargo, los impactos combinados del cambio climático (aumento de la temperatura del mar, provocando eventos de blanqueamiento masivo, aumento del nivel del mar y acidificación; IPCC 2014) y los factores de estrés antropogénicos reducen la protección brindada por los arrecifes de coral (Adger et al. 2005; Sheppard et al. 2005).

Los arrecifes de coral pueden proporcionar beneficios de atenuación del oleaje comparables a las defensas artificiales, **pueden ser rentables y pueden reemplazar o complementar las soluciones ingenieriles para aumentar la resiliencia de las poblaciones costeras.**

Simard et al. 2016

## ARRECIFES EN PELIGRO

Los arrecifes de coral a nivel mundial están amenazados por la sobrepesca, contaminación, desarrollo costero, degradación de hábitats y cambio climático (Burke et al. 2011; Souter y Wilkinson 2008; De'ath et al. 2012; Tabla 1).

Las amenazas del cambio climático y la acidificación del océano son cada vez más preocupantes para el futuro, pero los factores locales de estrés incluyendo el crecimiento masivo del turismo, la sobrepesca y el aumento de macroalgas han sido hasta el momento, los principales impulsores de la degradación catastrófica de los corales del Caribe (Jackson et al. 2014). La sobrepesca recibe una atención considerable de parte de los administradores de arrecifes, mientras que los problemas asociados con el desarrollo costero y la contaminación resultante de este no reciben la atención necesaria ni los fondos adecuados (Wear 2016). A pesar de los esfuerzos colectivos de muchas organizaciones de conservación y gobiernos para proteger los arrecifes, la cobertura de coral continúa disminuyendo: de 43 % a 22 % en el Indo-Pacífico (de 1980 a 2003; Bruno y Selig 2007); de 50 % a 14.3 % en el Caribe (Jackson et al. 2014; Gardner et al. 2003; Williams et al. 2015); y de 28 % a 17 % en Australia (de 1985 a 2012; De'ath et al. 2012; Programa de monitoreo a largo plazo AIMS).

TIPO DE AMENAZA	DEFINICIÓN
Sobrepesca y pesca destructiva	Incluye la captura excesiva de peces, crustáceos, moluscos, y prácticas de pesca perjudiciales, como el uso de arpones, nasas, explosivos o venenos.
Desarrollo costero	Incluye ingeniería costera, relleno de terrenos, escorrentía de construcciones costeras, descarga de aguas residuales e impactos derivados del turismo no sustentable.
Contaminación proveniente de las cuencas	Incluye erosión de suelo y escorrentía de fertilizantes provenientes de la agricultura, que son acarreados por ríos y aguas costeras.
Contaminación marina y daños a los ecosistemas marinos	Incluye residuos sólidos, nutrientes y toxinas de las instalaciones de petróleo y gas y del transporte marítimo. Asimismo, daños físicos por anclaje y encallamiento de barcos.
Estrés térmico	Incluye el calentamiento del mar, que puede causar blanqueamiento generalizado o "masivo" del coral y aumento de enfermedades en los corales.
Acidificación del mar	Aumento en las concentraciones de dióxido de carbono. La acidificación puede reducir las tasas de crecimiento de los corales y hacerlos más susceptibles a la fragmentación por el impacto de las tormentas.
Aumento del nivel del mar	Aumento global del nivel promedio del mar debido al aumento del volumen de agua de los océanos del mundo.

**TABLA 1** | Amenazas para los arrecifes de coral (Burke et al. 2011).

Los arrecifes degradados tienen menor capacidad de proporcionar beneficios a las comunidades humanas que viven en las zonas costeras adyacentes. Por ejemplo, los arrecifes degradados o enfermos pueden perder altura y complejidad en su estructura tridimensional, y tener problemas para mantenerse al ritmo de las condiciones ambientales cambiantes. A medida que aumenta la profundidad del agua sobre el arrecife, este es menos eficaz para reducir la energía de las olas y evitar la erosión, dando como resultado un mayor riesgo de daños a la costa. Si los arrecifes continúan degradándose, las comunidades costeras van a quedar expuestas al creciente riesgo

del oleaje y los peligros de las inundaciones y erosión costera (Sheppard et al. 2005) sin poder disfrutar de los beneficios que se pueden obtener de los arrecifes de coral.

Aunque la disipación de la energía de las olas por parte de los arrecifes es claramente visible (en las olas que rompen en las crestas de los arrecifes), la atenuación de las olas a menudo pasa inadvertida hasta que el arrecife se degrada al punto que la energía resultante de las olas aumenta la erosión costera. En muchos países tropicales, incluyendo México e Indonesia, existen relaciones inferidas entre el aumento del desarrollo costero, la degradación del arrecife y las inversiones en defensas artificiales, pero solo existen unos pocos estudios directos sobre la causalidad. Además, pocas publicaciones científicas cuantifican los impactos consecuentes de la degradación del arrecife en las playas adyacentes y en la infraestructura costera (Knight et al. 1997; Sheppard et al. 2005; Moran et al. 2007; Ruiz de Alegría et al. 2013; Franklin et al. 2018). La falta de conciencia sobre papel protector que juegan los arrecifes de coral y las limitantes para visualizar la acelerada degradación de los arrecifes, traen grandes desafíos que pueden exacerbar el ritmo de degradación de los arrecifes y el aumento del riesgo costero.

## RESTAURACIÓN DEL ARRECIFE COMO ESTRATEGIA DE REDUCCIÓN DE RIESGOS

A pesar de las crecientes presiones del desarrollo y las proyecciones del cambio climático, hay razones para ser optimistas. Los efectos de la temperatura y el aumento del nivel del mar son específicos para cada especie y sitio (Anthony et al. 2011; Hughes et al. 2012; Barshis et al. 2013). Muchos de los factores que impulsan de manera directa la degradación del arrecife, como son, la mala calidad del agua, la sobrepesca y la sedimentación, se pueden mitigar mediante mejores esfuerzos de manejo a nivel local (Mumby et al. 2007; Maina et al. 2013). La evidencia sugiere que los arrecifes son más resilientes a las perturbaciones a gran escala, como el blanqueamiento y el daño por tormentas, cuando las amenazas locales se reducen mediante un manejo efectivo (Carilli et al. 2009; Maina et al. 2013).

El manejo efectivo de los arrecifes de coral es esencial para mantener el conjunto de beneficios que brindan. Reducir las amenazas mediante prácticas de pesca sustentables, tratamiento de la calidad del agua, y el establecimiento de reservas marinas, puede beneficiar directamente a los arrecifes y mantener los servicios de protección costera. En áreas con arrecifes degradados, un componente fundamental del manejo efectivo es la restauración de los arrecifes.

La restauración de arrecifes es el proceso de ayudar a recuperar un ecosistema de arrecife de coral degradado, dañado o destruido (Edwards y Gómez 2007). Los esfuerzos de restauración están diseñados para ayudar a la recuperación natural de los arrecifes. Pero, si no se abordan los factores de estrés existentes (contaminación, etc.), los esfuerzos de restauración no son exitosos. Por lo tanto, es fundamental hacer esfuerzos de manejo para controlar los factores de estrés existentes antes de iniciar los esfuerzos de restauración.

La restauración ecológica puede incluir estrategias de restauración tanto pasivas como activas. La restauración pasiva implica eliminar los factores de estrés antropogénicos que están impidiendo la recuperación natural. Esto puede realizarse mediante el impulso de la herbivoría y la reducción de los factores de estrés de origen terrestre en los arrecifes de coral. Estas acciones a menudo se implementan como parte de estrategias más amplias de **manejo pesquero, manejo de cuencas o estrategias de manejo de zonas**

**costeras.** La restauración activa de los arrecifes incluye intervenciones directas que aceleran la recuperación. Esto puede incluir, la remoción de organismos que están compitiendo con los corales, fijación de corales que fueron desprendidos, arrancados y/o fragmentados, implementación de técnicas de propagación de corales, la estabilización de fracturas estructurales y del sustrato.

Los objetivos de restauración del arrecife difieren, dependiendo de las necesidades de manejo. Un objetivo común es mejorar la estructura y función del ecosistema arrecifal que ha sido degradado. Otros pueden incluir restaurar la biodiversidad, la biomasa de especies y la productividad. La restauración de los arrecifes también se puede desarrollar para restaurar servicios ecosistémicos fundamentales, como la protección costera, especialmente si la estructura física del arrecife ha sido dañada.

Sin embargo, la restauración de la protección costera es menos común que la restauración para respaldar otros beneficios del arrecife, a pesar de la evidencia que respalda su rentabilidad (Ferrario et al. 2014). Los científicos han comparado la rentabilidad de la restauración de los arrecifes con la construcción de rompeolas tradicionales y, hasta ahora, demuestran que la restauración del arrecife es significativamente más barata y rentable (Ferrario et al. 2014). La restauración del arrecife puede ser una solución más sostenible para la protección costera, que la construcción de "infraestructura gris" como los muros de contención (CCRIF 2010; Fabian et al. 2013; Ferrario et al. 2014).

Se deben tener en cuenta tres aspectos al considerar la restauración de arrecifes como estrategia de reducción de riesgos: a) El tiempo requerido para la restauración, ya que estos ecosistemas crecen, maduran y se regeneran en función de diversos factores, y en consecuencia, los servicios ecosistémicos que proporcionan son variables y no son constantes; b) El área de influencia es muy amplia, más allá del área en la que se desarrollan los corales; y c) Debido a que los arrecifes de coral son estructuras vivas, hay más incertidumbre que con las estructuras convencionales. Sin embargo, cuando es factible la recuperación del coral, los beneficios son mayores que los provistos por las estructuras convencionales y los costos económicos involucrados son menores.

Un enfoque de gestión basado en la reducción de riesgos mediante arrecifes, requiere nuevas formas de

colaboración entre la conservación, la ingeniería costera, la industria del turismo costero y las comunidades impactadas. Las organizaciones de conservación están reconociendo cada vez más la importancia de enfocar los esfuerzos de conservación en áreas donde viven las personas (en vez de áreas remotas y prístinas) (Kareiva et al. 2012). La efectividad del manejo y restauración de arrecifes con fines de protección puede cumplir simultáneamente, los objetivos de conservación, de manejo de recursos y de reducción del riesgo de desastres, a la vez que proporciona múltiples beneficios socioeconómicos adicionales a millones de personas que habitan en zonas costeras alrededor del mundo. Estos esfuerzos tienen mayor probabilidad de éxito si las comunidades locales y sus valores sociales y culturales se incorporan al manejo. Finalmente, se pueden generar mayores beneficios si se incorporan principios basados en la naturaleza (biomorfología y geohidrología del arrecife existente, valores naturales actuales y potenciales, etc.) al diseño de los proyectos de restauración (Waterman 2008).



## CAPÍTULO 2

### **FACTORES OCEANOGRÁFICOS, ECOLÓGICOS Y GEOLÓGICOS QUE IMPULSAN LA CAPACIDAD DE PROTECCIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES**

Los factores oceanográficos, ecológicos y geológicos actúan de manera sincrónica y mediante intrincadas interacciones que afectan la capacidad de los arrecifes de coral en proporcionar protección costera. Por lo tanto, es difícil hacer una distinción clara entre estos. Una característica fundamental del beneficio de protección costera de los arrecifes se deriva de su capacidad para atenuar la energía de las olas. Esto se logra considerando los factores oceanográficos, que proporcionan la respuesta más inmediata (O [segundos - meses]), los componentes ecológicos con tiempos de respuesta más largos (O [meses-años]) y los factores geológicos que actúan en términos de cientos y millones de años.

Los arrecifes protegen la costa reduciendo la altura de las olas (generando que estas se rompan y aumentando la fricción, lo que es parte de la función que ofrece la rugosidad del arrecife), y manteniendo la biomasa generadora de arena (peces, equinodermos y macroalgas calcáreas). Los elementos que generan rompimiento de olas están relacionados principalmente con la forma batimétrica a gran escala del arrecife, mientras que los relacionados con la fricción o generación de arena se relacionan más con el equilibrio ecológico del arrecife y las especies presentes.

Los arrecifes de coral no son ecosistemas aislados. Existe una gran interdependencia con otros ecosistemas adyacentes (lechos de pastos marinos, manglares, etc.). Algunas de estas dependencias son continuas en tiempo y espacio, mientras que otras están relacionadas con eventos extremos (e.g. huracanes). Por lo tanto, la importancia de los corales no debe verse de manera aislada, ya que su existencia depende de la conectividad con otros ecosistemas.



© Jennifer Adler

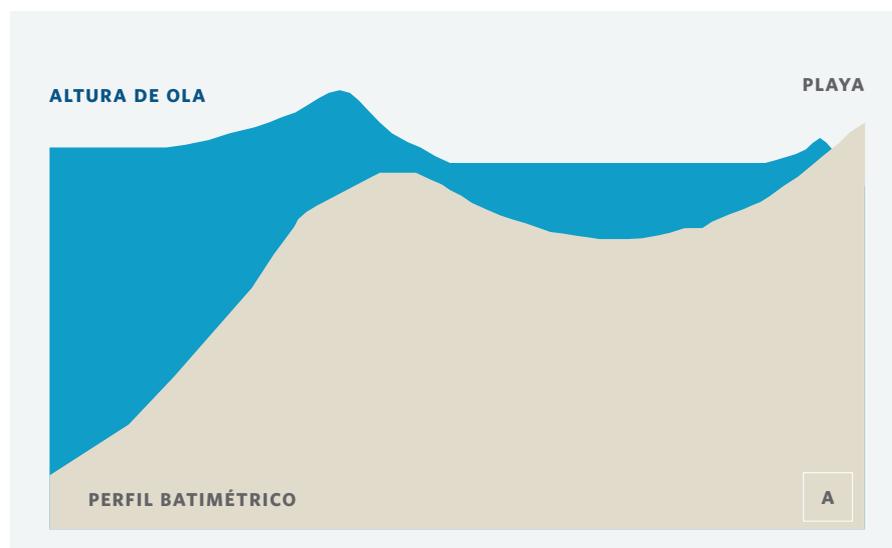
# PROTECCIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES VINCULADA A PROCESOS DE ROMPIMIENTO DE OLAS

## PERFIL DEL ARRECIFE

Si bien los patrones de batimetría difieren según el tipo de arrecife (franja, barrera, atolón), un patrón típico consiste en una pendiente abrupta, una cresta arrecifal (sección más baja del arrecife) y una llanura/laguna arrecifal de batimetría poco profunda cerca de la costa. La forma batimétrica del arrecife altera las características de las olas haciéndolas crecer en altura (asomeramiento) para finalmente romperse mientras disipan su energía. Las crestas poco someras con extensas llanuras arrecifales tienen una mayor

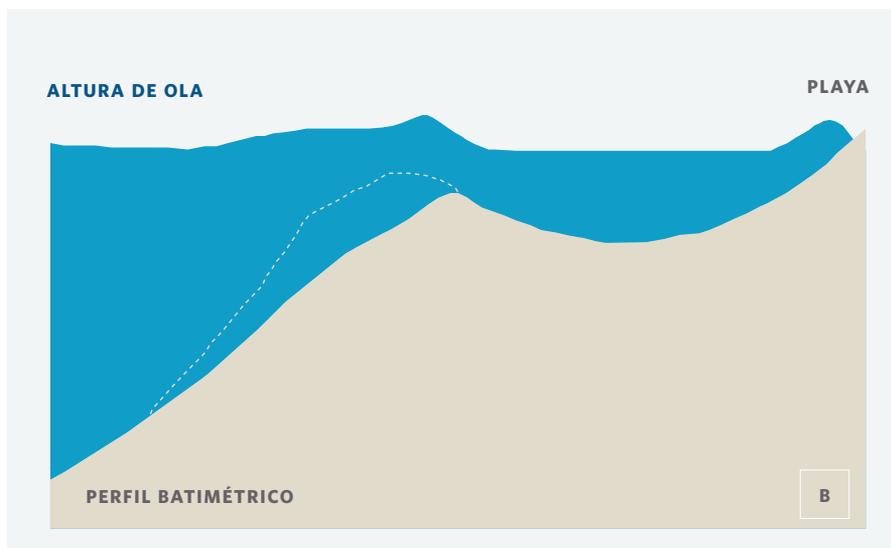
capacidad de reducir la energía de las olas, disminuyendo la altura de las olas que llegan hasta la playa (Figura 1a). Cuanto más profunda y estrecha es la cresta arrecifal, las olas llegan con más energía a la playa (Figura 1b y 1c). Asimismo, la fuerte turbulencia que se produce genera grandes cantidades de oxígeno en el agua. Esto favorece a muchas especies que requieren grandes cantidades de oxígeno y que están adaptadas a vivir en zonas de alta turbulencia en la cresta arrecifal.

**FIGURA 1** | Efectos esquemáticos del perfil batimétrico de los arrecifes de barrera sobre la atenuación de las olas en la playa. Esto considera la pérdida de energía por fricción y turbulencia.



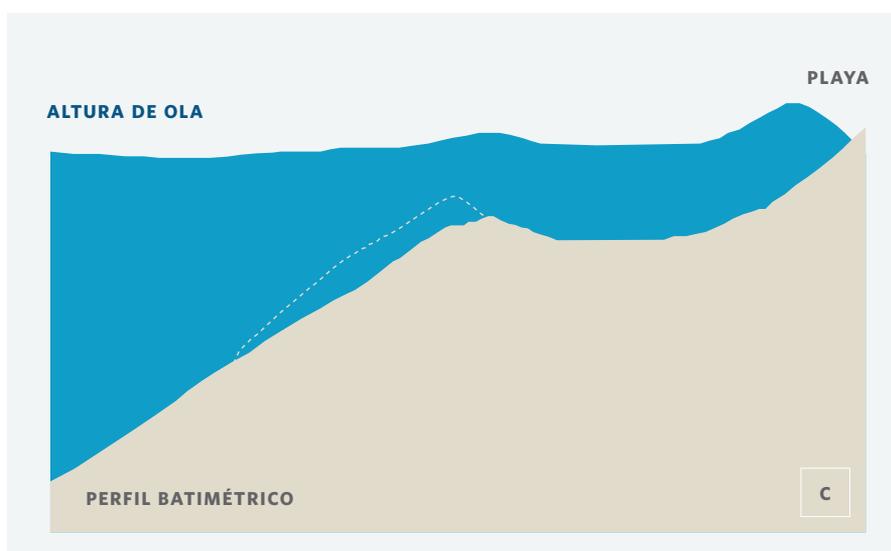
## PROTECCIÓN ALTA DE LA PLAYA

- El perfil arrecifal promueve el asomeramiento de las olas.
- Las olas disipan su energía considerablemente al romperse.
- La energía de las olas ha reducido considerablemente al llegar a la playa.
- Las playas tienden a ser estables.



### PROTECCIÓN MEDIA DE LA PLAYA

- Una cresta arrecifal más profunda genera menos asomeramiento de ola.
- La disipación se da solo con el rompimiento de olas más grandes.
- La energía de las olas aumenta al llegar a la playa.
- Las playas son más dinámicas pero desprotegidas.



### PROTECCIÓN ESPORÁDICA DE LA PLAYA

- La cresta arrecifal profunda apenas altera las olas.
- Las olas raramente rompen en la cresta arrecifal.
- Las playas son más dinámicas y propensas a la erosión, especialmente durante tormentas.

La variabilidad a corto plazo en el nivel del mar (inducida por mareas y tormentas) es un factor crítico que modula la profundidad de la cresta arrecifal y el proceso de rompimiento de las olas. En aguas someras, la mayor cantidad de energía de las olas se disipa en la cresta arrecifal y solo las olas de corto período atraviesan a la planicie arrecifal. En aguas más profundas, las olas de largo período (oleaje e infragravidad, etc.) pueden atravesar la cresta hacia el arrecife posterior y la planicie arrecifal (Brander et al. 2004; Lugo-Fernández et al. 1998). Los cambios en la intensidad de la corriente oceánica (Coronado et al. 2007), la presión atmosférica y la temperatura del agua (World Bank, 2016) también producen variaciones inter e intra anuales en los niveles de agua alrededor de los arrecifes. Durante eventos extremos provocados por huracanes, los cuales aumentan el nivel del agua, (e.g. El huracán Wilma en

la Península de Yucatán), las crestas arrecifales poco profundas continúan disipando la mayor parte de la energía de las olas (Blanchon et al. 2010). En otros contextos arrecifales, como la Gran Barrera de Coral de Australia, olas de 10 metros generadas por ciclones se redujeron a 6 metros a sotavento del macizo arrecifal con una mayor disipación debido a la fricción del fondo (Young y Hardy 1993).

En el largo plazo, la forma a gran escala del arrecife depende de los procesos de acreción y erosión del arrecife y de los cambios en los rangos del nivel del mar en escalas de tiempo evolutivo. El crecimiento vertical del arrecife depende del equilibrio entre la producción y erosión de carbonato (World Bank 2016). Las tasas de producción de carbonato para los arrecifes de coral han sido de 910 a 4,500 gramos de carbonato de calcio por

metro cuadrado por año (Mallela y Perry 2007). Las investigaciones geológicas de arrecifes del Holoceno reciente han demostrado que la acreción puede llegar a alcanzar 14 milímetros por año en el Pacífico, pero el promedio más común es 3.5 milímetros por año (Buddemeier y Smith 1988). Esto depende de las especies coralinas que influyen en la construcción del macizo arrecifal, por lo tanto, de su capacidad para reducir la energía de las olas. Los corales que ayudan en la construcción del arrecife se llaman “ escleractíneos o corales duros”. La tasa de acreción difiere entre las distintas especies de coral duro. Por ejemplo, los corales muy ramificados, como *Acropora palmata*, contribuyen significativamente a la acumulación de carbonato de calcio en los arrecifes del Caribe, mientras que las especies “de menor importancia”, como *Agaricia* spp. o *Porites astreoides*, a pesar de ser muy abundantes, contribuyen mucho menos a la acreción arrecifal. Estas diferencias ayudan a comprender cómo las especies contribuyen a la construcción y crecimiento del macizo arrecifal.

La erosión provoca pérdida de la estructura y provoca el aplanamiento de la superficie del arrecife con el tiempo. Esta puede ser impulsada por procesos biológicos (bioerosión por peces, equinodermos y otros organismos bioerosionantes), físicos (tormentas) y químicos (Perry et al. 2014). Los arrecifes más susceptibles al aplanamiento incluyen los arrecifes sujetos a una pobre gestión, aquellos con menos especies de corales escleractíneos, y los arrecifes que se encuentran en el margen ambientales del crecimiento del coral. Un estudio reciente realizado en el Caribe menciona que las recientes pérdidas de las grandes especies de corales acropóridos constructores del arrecife han dado lugar a que la tasa de acreción de muchos arrecifes poco profundos (<5 m de profundidad de agua) sea muy baja, aproximadamente 0.68 milímetros por año (Perry et al. 2013). Con las tasas actuales de erosión, se cree que los arrecifes del Caribe necesitan al menos un 10 % de cobertura de coral vivo para mantener la superficie cubierta por arrecife (Perry et al. 2013).

## FISIOGRAFÍA Y CONFIGURACIÓN DEL ARRECIFE

La distancia entre la cresta arrecifal y la playa es otro factor importante que afecta la capacidad de protección costera del arrecife. Si hay una distancia considerable (es decir, la distancia donde soplan los vientos y se generan olas), las olas locales se pueden volver a formar y causar erosión. De manera similar, si la cresta arrecifal está demasiado cerca de la costa, no brinda suficiente espacio para que se disipen las olas, especialmente en condiciones energéticas como las generadas por grandes tormentas (Roeber y Bricker 2015).

Como se mencionó anteriormente, la altura de la cresta arrecifal es la variable más crítica en términos de defensa costera (Hoeke et al. 2011; Sheremet et al. 2011; Storlazzi et al. 2011), 86 % de la energía de las olas se disipa en la cresta arrecifal (Ferrario et al. 2014). La mitad restante de la energía de la ola es disipada por la planicie arrecifal. Por lo tanto, la longitud y anchura de la planicie arrecifal también afecta la atenuación de las olas. Las planicies arrecifales más anchas disipan proporcionalmente más energía de ola hasta un ancho de unos 150 metros, después de lo cual la reducción de la energía de ola permanece bastante constante (Ferrario et al. 2014). La presencia de arrecifes de parches y bancos de sedimentos en la laguna arrecifal también ayuda a aumentar la atenuación de las olas.

---

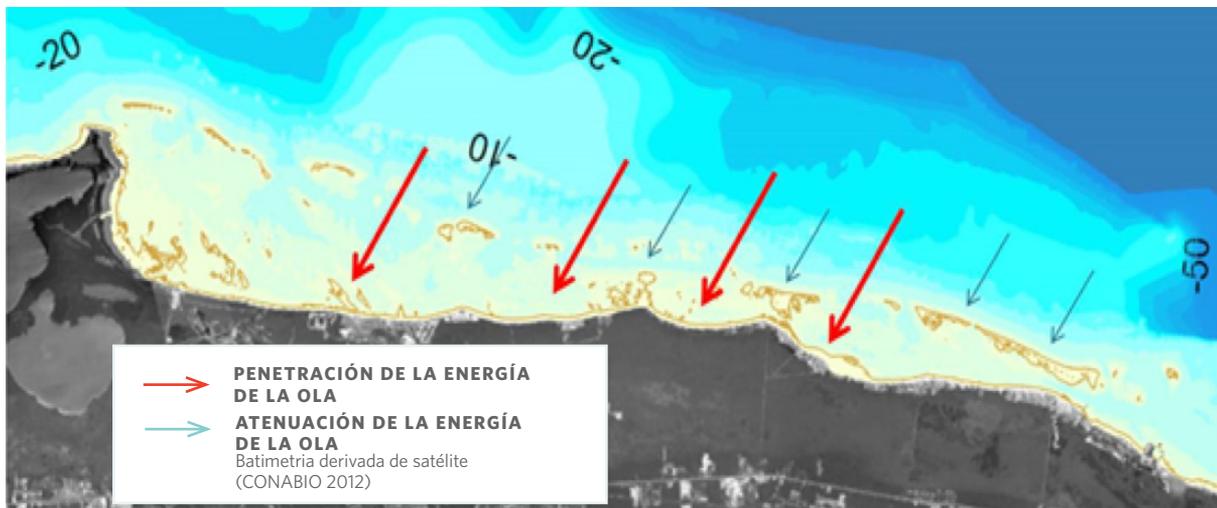
**La erosión**  
provoca pérdida de la estructura y provoca el aplanamiento de la superficie del arrecife con el tiempo.

---

Finalmente, la longitud y la discontinuidad de la cresta arrecifal permiten que las olas alcancen la costa con menor atenuación (World Bank 2016), aumentando la erosión local. La discontinuidad en la cresta arrecifal brinda espacios para que salga el agua de la laguna arrecifal, mientras que una cresta arrecifal continua disminuye la energía de las olas que entran al arrecife posterior. En el Caribe, las crestas arrecifales discontinuas y semicontinuas reducen significativamente menos la energía de las olas (~ 27 %) comparado con las crestas arrecifales continuas (Roberts 1980). La Figura 2 es un ejemplo de un segmento de la costa del Caribe mexicano que muestra una cresta discontinua. Se pueden apreciar en la costa, características similares a las de una tómbola (protuberancias formadas por la difracción de las olas y la acumulación

de arena) asociadas con cada cresta arrecifal, evidenciando la protección a largo plazo brindada por el arrecife en estos sitios. Los tramos de costa donde existen discontinuidades en la cresta arrecifal son propensos a la erosión (flechas rojas) induciendo a playas inestables (consultar el caso de estudio de Puerto Morelos en el Capítulo 4).

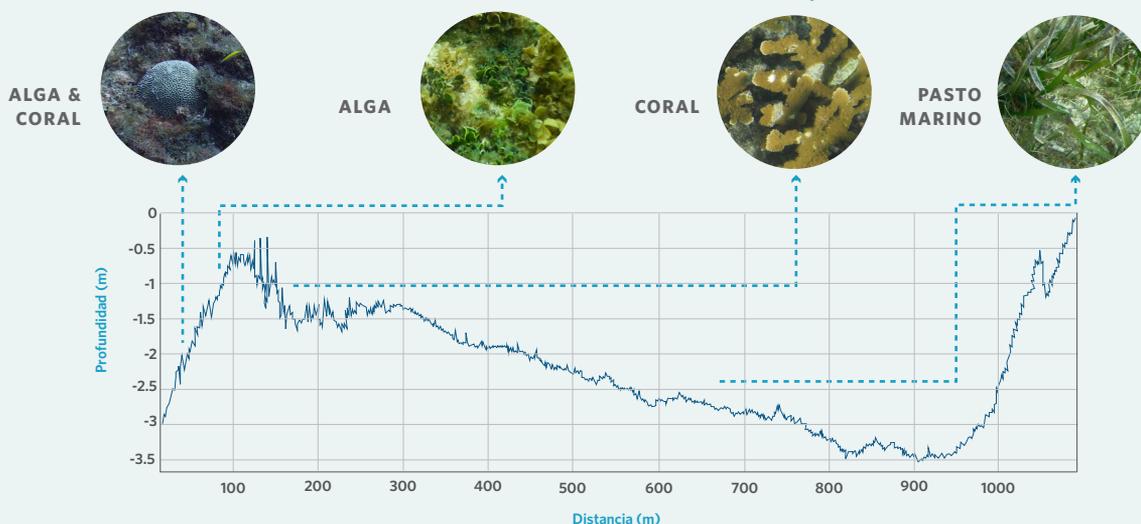
**FIGURA 2** | Efectos esquemáticos de la batimetría 2D sobre la atenuación de las olas en la playa. Este es un segmento de la costa en Quintana Roo, México (de Punta Nizuc a Puerto Morelos). Las flechas representan la dirección principal de aproximación de la ola.



## PROTECCIÓN COSTERA DEL ARRECIFE RELACIONADA CON LA FRICCIÓN Y RUGOSIDAD

Una de las principales características de los ambientes de arrecifes es la complejidad de su estructura, producto de la fijación de grandes cantidades de carbonato de calcio acumulado por las especies coralinas. Este complejo marco tridimensional puede generar valores de rugosidad muy altos que dependen de las especies que viven en un arrecife determinado. La Figura 3, muestra un ejemplo de perfil batimétrico de arrecife medido con fotografías de la composición bentónica.

**FIGURA 3** | Perfil batimétrico en un arrecife del Caribe (Puerto Morelos) y cubierta bentónica asociada.



Es evidente en la Figura 3 que las regiones donde las características batimétricas varían más (entre 100 y 200 m) se asocian con mayor presencia de colonias de coral, en este caso, *Acropora palmata*. La rugosidad arrecifal o rugosidad de la superficie, es un factor importante que afecta la atenuación de las olas. Los arrecifes de coral saludables con alta rugosidad crean altas tasas de disipación por fricción del flujo de energía de la ola (Young 1989; Lowe et al. 2005; Franklin et al. 2013; Franklin 2015; Rogers et al. 2016). Esto se debe a que a medida que las olas y las corrientes pasan sobre el arrecife, la rugosidad de la superficie crea turbulencia, fricción y arrastre a pequeña escala. Los modelos de simulación predicen que la reducción del 50% en la rugosidad de la superficie del arrecife puede producir una duplicación de la energía de la ola que a la costa posterior al arrecife (Sheppard et al. 2005).

El tipo de sustrato afecta a la rugosidad. Por ejemplo, grandes formaciones coralinas (>30 cm) en la superficie del arrecife son importantes para la atenuación de las olas, ya que crean mayor fricción en comparación con la arena o el pavimento (World Bank 2016). El arrastre es mayor en la planicie arrecifal (hasta 10 veces mayor) que en el lecho de arena, y tanto la cresta arrecifal como la planicie arrecifal son importantes para reducir la energía de las olas (Lugo-Fernández et al. 1998). La importancia de la fricción para la disipación de energía parece depender de las condiciones de las olas. Con olas pequeñas (condiciones normales), la fricción representa el 80 % de la disipación de energía, pero con olas grandes (tormentas extremas), el rompimiento (ver sección anterior) domina la disipación del flujo de energía (Lowe et al. 2005). El efecto de la rugosidad en la disipación de la energía de las olas es un tema de investigación actual que necesita mayor corroboración con mediciones in situ (Rogers et al. 2016).

Hay varios factores que impulsan la degradación de los arrecifes, y hoy en día este es un tema de gran preocupación, vinculado fuertemente a la actividad antropogénica (ver Capítulo 3). Los huracanes y las tormentas tropicales son reconocidos como determinantes naturales tanto de la estructura (Geister 1977; Blanchon 1997) como de la función (Connell 1978; Rogers 1993; Harmelin-Vivien 1994) de los ecosistemas arrecifales. Varios estudios han documentado las graves consecuencias inmediatas de los impactos de los huracanes en sitios específicos en términos de pérdida de cobertura de coral (Woodley et al. 1981; Harmelin-Vivien y Laboute 1986). Los impactos físicos directos

de las tormentas incluyen erosión y remoción del macizo arrecifal, desprendimiento de corales masivos, fragmentación de colonias enteras y abrasión por el roce de los escombros. El aumento en la incidencia de impactos por tormentas puede ocasionar que las frágiles especies ramificadas (responsables de la complejidad estructural del arrecife) declinen con mayor rapidez que la proporción de corales masivos, resultando en una menor complejidad estructural en los arrecifes afectados (Fabricius 2008). Sin embargo, los huracanes también pueden causar impactos mínimos o indiscernibles (Shinn 1976; Bythell et al. 1993). Los efectos de los huracanes en los arrecifes son variables, y se han atribuido a la irregularidad natural en la estructura del arrecife, la presencia de otros factores de estrés dominantes (Bythell et al. 1993) y la escala de observación (Rogers 1992; Bythell et al. 2000).

Cuando las tormentas reducen la complejidad estructural del arrecife, causan una disminución en la capacidad para reducir la energía de las olas y, por lo tanto, su servicio de protección costera. Entre menor es la complejidad estructural ofrece menor resistencia al flujo de agua, afectando otros ecosistemas (pastos marinos y manglares) y aumentando los riesgos de erosión costera y de inundación en las zonas bajas, causando impactos económicos y sociales a las comunidades costeras. Asimismo, una menor capacidad de disipación de la energía de las olas puede tener serias implicaciones para el funcionamiento del ecosistema, ya que los flujos impulsados por las olas controlan la circulación en la laguna arrecifal y, en última instancia, la dispersión y transporte de sedimentos, nutrientes, contaminantes y calor (Franklin et al. 2013). Además, la pérdida extrema de complejidad estructural puede alterar el perfil batimétrico en todo el arrecife, afectando a otros ecosistemas costeros.

Algunos investigadores sugieren que la pérdida de muchas playas en el Caribe se asocia con la degradación de los corales debido al aumento en la energía de las olas

---

Cuando las tormentas reducen la complejidad estructural del arrecife, causan una disminución en la capacidad para reducir la energía de las olas y, por lo tanto, **su servicio de protección costera.**

---

que llegan a la costa (Ruiz de Alegría-Arzaburu et al. 2013). Es importante considerar que si el crecimiento de los arrecifes disminuye y las tasas de erosión aumentan, algunos servicios de protección contra las olas permanecen debido a la presencia del macizo inerte de piedra caliza subyacente al tejido coralino vivo. Sin embargo, los servicios de protección contra las olas disminuyen con el tiempo, en respuesta al deterioro de la salud del arrecife.

## PROTECCIÓN COSTERA DEL ARRECIFE MEDIANTE LA PROTECCIÓN DE ORGANISMOS GENERADORES DE ARENA (PECES E INVERTEBRADOS)

Otro activo importante de los corales vivos en términos de protección costera natural es el hecho de que los arrecifes saludables atraen varias especies de peces (loros, cirujanos, etc.) e invertebrados (erizos de mar, anélidos y gasterópodos) que generan arena constantemente al bioerosionar la estructura del coral mientras se alimentan. Esta arena nutre las playas. De todas las especies, los peces loro y los erizos de mar son reconocidos como los que producen más arena. Por ejemplo, las playas de Puerto Morelos, en el Caribe México experimentan cambios en el orden de  $5 \text{ m}^3$  de arena por metro de playa al año (Ruiz de Alegría, et al. 2013), lo que significa  $30,000 \text{ m}^3\text{año}^{-1}$  de arena transportada en una extensión de 6 km. Haciendo una comparación, la contribución de los erizos de mar al presupuesto de arena puede ser alrededor de  $275 \text{ m}^3/\text{año}$ , suponiendo una densidad de población de erizos de  $1.2 \text{ ind}/\text{m}^2$ , una producción de  $0.592 \text{ kgCaCO}_3/\text{ind}/\text{año}$  (Carreiro-Silva y McClanahan 2001) en un área de arrecife de  $1.044 \times 106 \text{ m}^2$ . Por otro lado, se sabe que las especies de peces loro (familia Scaridae) son los organismos bioerosionantes más importantes en los arrecifes de coral. Las estimaciones directas en la producción de arena por pez loro en la Gran Barrera de Coral de Australia proporcionan valores de  $1,017.7 \text{ kgCaCO}_3/\text{ind}/\text{año}$  (Bellwood, 1995). Dada la situación de pesca excesiva en muchas áreas de arrecifes, el déficit de arena a partir de estas fuentes es significativo. Los organismos bioerosionadores del arrecife contribuyen considerablemente a la generación de arena carbonatada, y cuanto más saludable es el ecosistema de arrecife, más arena se añade al presupuesto sedimentario de las lagunas arrecifales a través de este mecanismo. Se recomienda estudiar a mayor profundidad este tema.



© Jennifer Adler

## CAPÍTULO 3

# FACTORES VINCULADOS A LA ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA QUE REDUCEN LA CAPACIDAD DE PROTECCIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES

Los factores antropogénicos que contribuyen a la reducción del servicio de protección costera de los arrecifes actúan a dos escalas básicas: A gran escala temporal y espacial, vinculada a los efectos del calentamiento global inducido por el hombre debido a la excesiva emisión de gases de efecto invernadero en la atmósfera, y una escala local asociada con los cambios en el uso del suelo, contaminación, impacto mecánico y la pesca excesiva.

### EFFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO (EFFECTOS A GRAN ESCALA)

#### INCREMENTO DE LA TEMPERATURA Y ACIDIFICACIÓN DEL MAR

Los arrecifes de coral se encuentran entre los ecosistemas más valiosos del mundo, pero en continuo cambio (Halpern et al. 2007). Se estima que alrededor del 70% de los arrecifes de coral del mundo están amenazados por actividades antropogénicas (Wilkinson 2008) y sufriendo tasas de degradación nunca antes registradas (Veron 2008). El cambio climático se considera una de las amenazas más importantes que enfrentan los arrecifes de coral a nivel mundial (Hoegh-Guldberg 1999; Hughes et al. 2003), ocurriendo episodios masivos de blanqueamiento de coral a escala regional y mundial. Se estima que el aumento de la temperatura del mar va a incrementar la frecuencia y severidad de los eventos de blanqueamiento de coral en las próximas décadas. Los corales pueden tolerar un rango limitado de condiciones ambientales y vivir cerca del límite superior de su tolerancia térmica. Un aumento irregular de la temperatura del mar (temperaturas entre 1 - 2° C más altas que las máximas promedio del verano) puede causar blanqueamiento y muerte de los corales, disminuyendo la cobertura coralina y causando cambios en la población de otros organismos que dependen del arrecife. Si el estrés térmico disminuye, los corales se pueden recuperar, pero si el estrés se mantiene, puede ocurrir mortalidad masiva. El rango de tiempo

entre eventos de blanqueamiento en distintos sitios se ha reducido considerablemente, hasta cinco veces en las últimas 3 y 4 décadas. A principios de la década de 1980, los eventos de blanqueamiento se daban una vez cada 25 - 30 años, pero a partir de 2010, ahora se dan en un promedio de una vez cada seis años (Hughes et al. 2018). Asimismo, el aumento en la temperatura del mar también conduce a aumentos en las enfermedades que afectan al coral (Harvell et al. 2002).

Curiosamente, si bien el cambio climático es uno de los principales impulsores de la degradación global de los arrecifes (Hoegh-Guldberg et al. 2007), un análisis reciente muestra que no hay correlación entre la frecuencia y la intensidad del calentamiento (DHWs), y el cambio en la cobertura de coral en el Caribe (Jackson et al. 2014). El estudio indica que la cobertura de coral aumentó en varios lugares o se mantuvo estable después de eventos de blanqueamiento extremos debido a la alta abundancia de peces loro o la baja cobertura de macroalgas.

Un efecto adicional que afecta a los corales es el aumento en la concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico sumado al calentamiento global, que da como resultado la acidificación del mar, y esto puede resultar en la disolución y/o reducción de la estructura de carbonato de calcio formada por la deposición de esqueletos de corales constructores de arrecifes (Kleypas y Yates 2009).

### AUMENTO DEL NIVEL DEL MAR

El nivel del mar está aumentando principalmente debido a la expansión térmica resultante del calentamiento global, lo cual puede resultar en el ahogamiento de algunos arrecifes (Veron et al. 2009). Sin embargo, se cree que el aumento del nivel medio del mar afecta de manera adversa a las comunidades coralinas más por su efecto sobre el deterioro de la calidad del ambiente que por los efectos directos de ahogamiento. Esto se debe a que incluso aumentos modestos en el nivel del mar causan cambios radicales en los procesos de deposición y erosión costera, además de aumentar la vulnerabilidad del arrecife al impacto de tormentas de gran intensidad. Una de las consecuencias va a ser el aumento de las inundaciones, que también se proyecta que puede cambiar la dinámica de los procesos costeros y afectar negativamente la calidad del agua necesaria para el desarrollo saludable del arrecife (IPCC 2007).

Los corales son, en la mayoría de los casos, capaces de

adaptarse a aumentos del nivel del mar hasta 12 - 14 mm/año, como lo ocurrido en la última glaciación hace 14,000 años (Blanchon y Shaw 1995). Sin embargo, bajo las condiciones ecológicas actuales, en muchos arrecifes alrededor del mundo, las tasas de crecimiento han disminuido debido a la degradación del arrecife y por lo tanto es probable que muchos arrecifes no puedan seguir creciendo lo suficientemente rápido como para adaptarse al aumento del nivel del mar lo cual va a resultar en la exposición de las costas tropicales e islas bajas a un mayor riesgo de erosión e inundación (Perry et al. 2018). Incluso los escenarios modestos de predicción de cambio climático (RCP4.5) muestran que solo alrededor del 3% de los arrecifes del océano Índico y del Caribe va a poder resistir a las proyecciones locales de aumento del nivel del mar, sin una recuperación ecológica sostenida, mientras que en escenarios de emisiones continuas (RCP8.5) indican que para el año 2100, la mayoría de los arrecifes van a experimentar aumentos en la profundidad del agua de más de medio metro (Perry et al. 2018). Los cambios en los patrones de presión atmosférica asociados con un aumento de la temperatura también pueden resultar en la modificación de los patrones de viento y de oleaje. El efecto que esto puede tener en los arrecifes aún no se ha evaluado de manera adecuada.

Las investigaciones en Quintana Roo sugieren que, en escenarios futuros de aumento del nivel del mar, los arrecifes pueden tolerar un aumento de ~ 5 mm/año con efectos adversos mínimos, aunque los incrementos más altos van a producir una inmersión progresiva de la cresta y retracción de la costa debido al aumento de la energía de las olas (Blanchon et al. 2010). Sin embargo, la capacidad de los arrecifes del Caribe para mantener altas tasas de acreción es actualmente dudosa, considerando la drástica disminución (80 %) en la cobertura de coral debido a enfermedades y blanqueamiento de corales (Gardner et al. 2003). Si la capacidad de acumulación de los arrecifes se reduce en un 80% (por ejemplo, a ~3 mm/año), de acuerdo a lo planteado en los escenarios de aumento del nivel del mar modelados anteriormente (Blanchon et al. 2010) la cresta arrecifal se va a sumergir progresivamente generando un aumento en la altura de las olas, lo que va a dar como resultado la erosión de las playas. Asimismo, esto va a exacerbar la erosión, ya que la disponibilidad de sedimentos derivados del arrecife para alimentar el sistema de playas y lagunas se reduce; dicha entrada de sedimento normalmente contribuye hasta ~ 30 % por volumen de sedimento.

## EFFECTOS DE LOS FACTORES DE ESTRÉS LOCALES EN LA DEGRADACIÓN DEL ARRECIFE

Además de los impactos climáticos, los factores de estrés locales en los arrecifes (pesca excesiva, desarrollo costero, contaminación, etc.) amenazan la capacidad del arrecife para mantener su estructura y función.

### SOBREPESCA

La sobrepesca de organismos herbívoros puede alterar el equilibrio ecológico del arrecife (abundan las algas que el coral). Esto se debe a que los herbívoros se alimentan de algas, lo que contribuye a controlar el crecimiento excesivo de estas, que de no controlarse, puede llegar a ahogar y competir con los corales. Asimismo, ayuda a limpiar el espacio que puede ser usado por los corales para reclutamiento de nuevas colonias. Los arrecifes donde hay sobrepesca son menos resilientes a los factores de estrés y pueden ser más vulnerables a las enfermedades, y tomar más tiempo en recuperarse de otros impactos antropogénicos (Burke et al. 2011).

### DESARROLLO COSTERO

Daño físico directo, como dragado o relleno de tierra, o indirectamente a través del aumento de escorrentía de sedimentos, contaminación y aguas residuales. El desarrollo costero, asociado a actividades humanas (asentamientos, infraestructura turística, etc.) tiene mayores efectos en los ecosistemas costeros, ya sea por daño físico directo como ser, el dragado o relleno de terrenos, o indirecto, a través de la contaminación por aumento de la escorrentía de sedimentos, o por aguas residuales. Grandes cantidades de sedimentos pueden escurrir hasta aguas costeras durante el desmonte y construcción de terrenos adyacentes (Burke et al. 2011). Los sedimentos pueden asfixiar los corales, o al menos, reducir su capacidad de fotosíntesis, reduciendo la tasa de crecimiento del coral. El exceso de nutrientes provenientes de las actividades agrícolas y turísticas no reguladas, puede causar eutrofización y estimular el crecimiento de macroalgas que pueden superar a los corales o competir por espacio con ellos. Si el exceso de nutrientes es extremo, pueden darse floraciones de fitoplancton, que limitan el paso de la luz hacia los corales, lo cual provoca hipoxia debido al exceso de microalgas y otros organismos que consumen el oxígeno del agua, lo que lleva al colapso del ecosistema. Las aguas residuales y los desechos sólidos también amenazan la salud de los arrecifes de coral. Análisis recientes en el Caribe muestran que los cambios de fase están más vinculados a la eutrofización que a la sobrepesca (Suchley et al. 2016, Arias-Gonzalez et al. 2017)

### DAÑO MECÁNICO

Hay otros impactos que se dan en los arrecifes debido al turismo y actividades recreativas. Estos incluyen: Fragmentación de colonias de coral y abrasión en sus tejidos por contacto directo, como caminar, tocar, patear, pararse o por golpear con las aletas; rotura y daño de colonias de coral causadas por anclas de barcos; cambios en el comportamiento de la vida marina por la alimentación o acoso por parte de las personas; e introducción de especies invasoras y basura en el medio marino. El encallamiento de barcos también puede causar daños sustanciales a los arrecifes.

Esto va a exacerbar la erosión, ya que la disponibilidad de sedimentos derivados del arrecife para alimentar el sistema de playas y lagunas se reduce; dicha entrada de sedimento normalmente contribuye ~ 30 % por volumen de sedimento.

## **AMENAZAS QUE ENFRENTAN LOS ARRECIFES DE CORAL Y LAS COMUNIDADES COSTERAS EN LA PENÍNSULA DE YUCATÁN: CASO DE QUINTANA ROO**

La península de Yucatán está ubicada en el sureste de México y separa el mar Caribe del Golfo de México, albergando a más de 1.5 millones de personas que viven a menos de una milla de la costa. Al Este de la península se encuentra una porción del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), el arrecife de coral más grande del océano Atlántico y uno de los arrecifes de barrera más grandes del mundo. El SAM ha sido reconocido como una de las regiones con mayor biodiversidad en todo el Caribe. Sus arrecifes contribuyen de manera vital a la economía de la región, ya que el turismo relacionado al arrecife es una fuente importante de ingresos. Un documento reciente muestra que el ingreso por turismo relacionado con el arrecife en México tiene un valor de 3,000 millones de dólares al año (Spalding et al. 2017). El SAM también aporta a la pesca comercial y de subsistencia, brinda protección a las costas, reduce la erosión costera, mantiene hábitats como manglares y lechos de pastos marinos, y ayuda a regular el clima (Moberg y Folke 1999).

Debido a su ubicación geográfica, la península de Yucatán es altamente vulnerable a los huracanes y otros eventos climáticos. De acuerdo con CENAPRED (2015), el 96.2 % de los daños relacionados con desastres en el país estaban asociados con los huracanes (1,079 millones de dólares). Las inundaciones y la erosión han causado pérdidas significativas en la economía nacional. Solo en Quintana Roo, los huracanes Emily y Wilma en 2005 causaron 1,810 millones de dólares en daños directos e indirectos (CENAPRED 2006).

A pesar de los esfuerzos extensivos de conservación en la región durante los últimos 20 años, se han producido cambios sustanciales en la composición ecológica del SAM. Los arrecifes de coral en la península de Yucatán han sido dañados por el aumento del desarrollo costero y el enriquecimiento de nutrientes, la sedimentación, la sobrepesca de poblaciones de herbívoros (Almada-Villela et al. 2002; Metcalfe et al. 2011; Baker et al. 2013; Jackson et al. 2014) y aumento de enfermedades y blanqueamiento de los corales (Hughes et al. 2003; Eakin et al. 2010).

La falta de tratamiento adecuado de las aguas residuales impulsa un aumento de la eutrofización y contaminación afectando negativamente a los arrecifes de coral en la región (Chérubin et al. 2008). Estos impactos interrumpen las simbiosis del coral, conducen a enfermedades y mortalidad del coral, aumentan la cobertura de macroalgas y cambian la estructura de las comunidades de arrecifes (Suchley et al. 2016; Arias-Gonzalez et al. 2017). Además, el encallado frecuente de barcos y el turismo han degradado aún más el sistema de arrecifes. Se registraron cinco barcos encallados en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM) en México entre 2005 y 2016, que en conjunto afectaron un área de 2,500 m<sup>2</sup> (CONANP, datos no publicados). Durante el mismo período, un promedio de 150,000 turistas visitaron el PMRNP de manera anual (CONANP, datos no publicados) y las estimaciones sugieren que el 21 % hizo contacto con el arrecife, especialmente con las aletas (Reyes-Bonilla et al. 2009).

Otras amenazas incluyen la llegada masiva de *Sargassum* pelágico, que ha llevado a un aumento significativo de los aportes de nutrientes en el ecosistema arrecifal. El influjo mensual de nitrógeno y fósforo aportado por el *Sargassum* que flota a la deriva en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, se estima en 6150 y 61 kg km<sup>-1</sup> respectivamente, durante el mes pico (agosto de 2015) del evento masivo de 2014 - 2015, lo que dio como resultado la eutrofización (van Tussenbroek et al. 2017). El aporte de nitrógeno en ese mes fue tres veces mayor que la afluencia anual estimada de nitrógeno del acuífero al Caribe mexicano (Hernández-Terrones et al. 2011). Se proyecta que el nivel del mar aumente otro metro o más para fines de este siglo (IPCC 2013). Además, las especies invasoras de pez león (*Pterois volitans* y *P. millas*) también afectan negativamente a las comunidades de arrecife de coral (resultando en una menor supervivencia de las especies de arrecifes nativos debido a la depredación y la competencia).

Los efectos combinados de la disminución de la cobertura del coral (específicamente, los corales *Acropora* estructuralmente complejos) y el aumento en las especies de corales y algas, han resultado en una reducción de los servicios ecosistémicos que proporcionan los arrecifes de coral en la región, en particular, sus beneficios de protección costera. Esto ha aumentado significativamente los riesgos planteados por las inundaciones y la erosión en Quintana Roo. Sin embargo, hay algunos ejemplos alentadores, como los arrecifes dominados por *Acropora* en el Banco Cordelia (Roatán, Honduras) y Limones (Puerto Morelos, México) (Rodríguez-Martínez et al. 2014, Kramer et al. 2015).

A fin de recuperar los niveles de complejidad estructural que prevalecían antes de 1980, la recuperación de grandes corales ramificados (*Acropora* spp.) y el mantenimiento de poblaciones sanas de especies robustas y masivas (*Orbicella* spp.) son esenciales en la región. Si no se enfrentan estos desafíos probablemente resulte en un aplanamiento continuo de los arrecifes en toda la región afectando seriamente la biodiversidad y los servicios ambientales (Álvarez-Filip et al. 2009).

### IMPACTOS EN LOS ARRECIFES DEL CARIBE QUE REDUCEN LOS SERVICIOS DE PROTECCIÓN COSTERA

La complejidad estructural de los arrecifes del Caribe ha disminuido sustancialmente en los últimos cuarenta años, con la pérdida de alrededor del 80 % de los arrecifes más complejos (Álvarez-Filip et al. 2009). En todo el Caribe, se ha dado una pérdida generalizada del coral de rápido crecimiento y del constructor de arrecifes (Jackson et al. 2014). Aunque los esqueletos de coral pueden persistir después que el coral muere, la pérdida de complejidad estructural ha sido seguida rápidamente de la pérdida de cobertura de coral en toda la región caribeña (Álvarez-Filip et al. 2011a). Lo anterior sugiere una degradación y homogeneización a escala regional de la estructura del arrecife (Álvarez-Filip et al. 2009). El aplanamiento de los arrecifes en el Caribe se produjo a principios de la década de 1980, seguido de un período de estancamiento entre 1985 y 1998, con una disminución creciente de la complejidad que continúa hasta el presente. Los factores que contribuyen al aplanamiento de los arrecifes incluyen la mortalidad masiva del erizo *Diadema antillarum* y el evento masivo de blanqueamiento inducido por la Oscilación del Sur, El Niño en 1998 (Álvarez-Filip et al. 2009). Un análisis reciente sugiere que otros impulsores primarios del aplanamiento del arrecife en el Caribe son los daños causados por huracanes, impactos físicos directos (encallado de barcos, daño por anclas) y la bioerosión del arrecife (Álvarez-Filip et al. 2011b), a pesar de que el blanqueamiento y las enfermedades son los principales impulsores de la mortalidad del coral en la región (Aronson y Precht 2006).

## CAPÍTULO 4

### EVALUACIÓN DE RIESGOS E IDENTIFICACIÓN DE SOLUCIONES PARA REDUCIR EL RIESGO COSTERO

#### EVALUACIÓN DEL SERVICIO DE PROTECCIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES

Las líneas costeras cambian en una amplia gama de escalas temporales y espaciales en términos de factores naturales y antropogénicos (Stive et al. 2002). La erosión costera es un problema global importante, pero se agudiza a medida que el cambio climático converge con el desarrollo costero y los cambios geomorfológicos naturales (Kron 2013). Los arrecifes de coral constituyen la primera línea de defensa contra la erosión a través de la atenuación de las olas y la producción y retención de arena (Elliff y Silva 2017; Ferrario et al. 2014; Pascal et al. 2016). Los arrecifes de coral también generan arena de coral fina que abastece las costas con arena generada por las fuerzas físicas y la biota (Bellwood 1995).

Sin embargo, se cuenta con poca información sobre la forma cómo los arrecifes de coral previenen impactos costeros como la erosión. Esta sección sugiere una metodología para evaluar los servicios de protección de playa provistos por los arrecifes. La atención se centra en la erosión crónica de las playas, dejando de lado aspectos de inundación y eventos extremos que han sido incluidos en esfuerzos similares por parte de TNC (Beck et al. 2018 y Reguero et al. 2018). La metodología incluye un caso de estudio para una playa en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), en el Caribe mexicano.

## LOS COMPONENTES DE ESTE TIPO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS DEBEN SER:

### BATIMETRÍA DE ALTA RESOLUCIÓN

Una evaluación adecuada de los servicios de protección proporcionados por un arrecife requiere un análisis de la cantidad de energía de las olas disipada por la barrera de arrecifal. Según el Capítulo 2, el primer paso es conocer las características del perfil batimétrico a gran escala. Dada la variabilidad horizontal de la fisiografía de los arrecifes, los datos batimétricos deben tener la mejor resolución posible y abarcar el área de influencia de las crestas y discontinuidades arrecifales. Preferiblemente por varios kilómetros (~ 10 km). Estos datos batimétricos se utilizan para implementar modelos numéricos para evaluar la disipación de las olas por el arrecife. Se pueden utilizar varios métodos para obtener la batimetría. LIDAR es una de las mejores opciones para lograr la resolución batimétrica necesaria, pero depende en gran medida de la capacidad financiera y de las condiciones ambientales adecuadas. Si LIDAR no es factible, otras buenas opciones para obtener datos apropiados son: sonar con eco de haz múltiple, clasificación supervisada de imágenes satelitales o sonar con eco de haz único. Un parámetro adicional para evaluar junto a los datos batimétricos debe ser la rugosidad del arrecife, que también contribuye a disipar las olas (Capítulo 2).

### CUBIERTA BENTÓNICA

Para evaluar la importancia de la cobertura de coral (rugosidad) en la disipación de las olas, el primer paso es generar mapas definiendo las regiones donde existen arrecifes y asignar coeficientes de fricción a partir de estimaciones de rugosidad. Es importante incluir estos datos en el modelo numérico de disipación de ola. Para lograrlo, es necesaria la batimetría de resolución en escala centimétrica, al menos sobre la cresta arrecifal. Si la resolución espacial de la batimetría no permite la estimación directa de la rugosidad del arrecife, se deben usar métodos alternativos, como el método de cadena u otros métodos (consultar el caso de estudio a continuación). Esto se debe combinar con transectos de video de la cobertura bentónica para evaluar, al menos en una primera aproximación, la integridad del ambiente arrecifal y la caracterización de fricción de otros hábitats como pastos marinos y bancos de arena. La evaluación de la rugosidad del arrecife es necesaria para estimar su efecto en la disipación de las olas y, al combinarla con información de video, funciona como una indicación indirecta de la integridad del arrecife.

### MEDICIONES TOPOGRÁFICAS

Una vez que se obtiene la batimetría, la rugosidad del arrecife y la cubierta bentónica, el siguiente paso es obtener datos topográficos que puedan dar una idea clara del volumen de arena disponible en la playa y las elevaciones arriba de cierto nivel (por ejemplo, el nivel medio del mar) de las dunas o edificaciones. Esta información es necesaria para incluirla en los modelos numéricos y estimar la tendencia a la erosión de la playa, lo que da una indicación del grado de protección que brinda el arrecife de coral a un determinado tramo de costa. Es importante hacer la topografía (perfiles de playa) con la resolución adecuada a fin de evaluar correctamente los volúmenes de arena. Por lo general, existe una clara correlación entre el ancho de la playa y el volumen de arena. Esta relación se debe analizar con los datos porque, si se mantienen, se pueden usar imágenes satelitales para estimar los volúmenes de playa en áreas más extensas y en fechas diferentes, a fin de tener una idea de la dinámica de las playas y el historial erosivo.

### URBANIZACIÓN Y DESARROLLO COSTERO

Es importante contar con la ubicación geográfica y los tipos de desarrollos costeros existentes a lo largo de la costa, principalmente para vincular esta información con la atenuación de las olas y la disponibilidad de arena en la playa, y entender si la playa está en riesgo natural de erosión, o si la erosión ha sido desencadenada por

un desarrollo mal planificado y demasiado cercano al mar y por lo tanto poniendo en peligro la estabilidad de la playa a largo plazo. Los desarrollos demasiado cercanos a la costa reducen la disponibilidad de arena en la playa, volviéndola vulnerable a la erosión.

### CLIMA DE OLAS Y PROPAGACIÓN DE OLAS HACIA LA COSTA

Todos los elementos que influyen para atenuar las olas (perfil arrecifal, fisiografía y distribución horizontal de las crestas y rugosidad del arrecife) deben incluirse en un análisis de la propagación de las olas, a fin de considerar todos los fenómenos responsables de la transformación de las olas cerca de la costa (asomeramiento, refracción, difracción, reflexión y rompimiento). Esto se realiza utilizando un modelo numérico configurado con la batimetría, rugosidad arrecifal, datos del perfil de playa y el clima de olas en alta mar de la región. Comprender las causas de la erosión es crucial para proporcionar acciones adecuadas y duraderas de protección de playa. Se deben obtener datos históricos de olas en alta mar (varios años de información) con instrumentación en el lugar mismo, boyas de olas en alta mar o modelos numéricos a gran escala (WAVEWATCH III) disponibles en internet. No es práctico correr el modelo para una serie de tiempo completo, por lo tanto, se debe hacer un análisis estadístico para reducir la información a solo los casos representativos para correr el modelo. La propagación de ola se puede calcular con varios modelos numéricos. Estos son algunos los modelos más utilizados para resolver una ecuación de acción-equilibrio (SWAN y XBEACH) o la ecuación de pendiente leve (REF/DIF, WAPO).

### ÍNDICES VOLUMÉTRICOS DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS Y EROSIÓN

Una vez evaluados todos los elementos que contribuyen a los servicios de protección proporcionados por el arrecife, es necesario combinar la información de disipación de olas del modelo con la disponibilidad de sedimentos de la playa para generar el índice de tendencia a erosión de la playa. Se pueden usar varias metodologías, pero este documento sugiere el análisis del volumen de transporte de sedimentos impulsado por las olas (a partir del modelo numérico) y lo compara con la capacidad de la playa existente para adaptarse al transporte (playa con suficiente volumen de arena, a pesar del desarrollo). Si el transporte potencial supera el reservorio de arena de dicha playa, se va a producir erosión. Esta información puede mostrar dónde se encuentra la mayor protección brindada por el arrecife y dónde se debe mejorar.

## ¿CÓMO EVALUAR SI LA RESTAURACIÓN DE ARRECIFE ES EL MEJOR ENFOQUE PARA LA ESTABILIZACIÓN COSTERA?

Una vez que sepamos dónde la playa tiene fuerte tendencia a erosionarse, se debe pensar en las opciones de protección, incluidas las consideraciones económicas. Se puede usar al modelo numérico para estimar la eficiencia de las opciones de restauración de coral al aumentar localmente los coeficientes de fricción y, eventualmente, considerar la pérdida por turbulencia. También se debe estimar el tiempo requerido para restaurar los servicios de protección brindados por el arrecife. Hay casos en los que la restauración de las colonias de coral no contribuye de inmediato a evitar la erosión costera (desarrollos frente a aberturas en el arrecife o donde el sistema de dunas está muy dañado). En estos casos, se pueden necesitar soluciones híbridas (restauración natural y estructuras). El modelo numérico se puede utilizar para evaluar la eficiencia de las estructuras artificiales para atenuar la energía de las olas. Es ideal que estas estructuras promuevan el crecimiento del coral y mejorar el ecosistema. El éxito puede variar mucho entre diferentes sitios. Los recursos, el financiamiento y la capacidad son a menudo limitados, por lo que la restauración ecológica activa se debe utilizar cuando existe una alta probabilidad de éxito a largo plazo. A fin de aumentar la probabilidad de éxito, se deben reducir las amenazas locales que afectan al arrecife en un sitio potencial antes de implementar la restauración.

# CASO DE ESTUDIO

## EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS DE PROTECCIÓN DE PLAYA BRINDADO POR EL ARRECIFE EN PUERTO MORELOS, MÉXICO.

**Ubicación:** Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos.

**Resumen:** Como muchas otras regiones del Caribe, los arrecifes de coral en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos muestran efectos notorios de los cambios de fase y degradación. Por otro lado, es una región donde la industria turística crece en gran manera y con poco control, mostrando muchos efectos perjudiciales sobre el ecosistema, como la contaminación y erosión de las playas. Esta sección incluye una aplicación de la metodología descrita anteriormente para evaluar la función de protección brindada por el arrecife en el sitio.

**Vulnerabilidad abordada:** Erosión de la playa

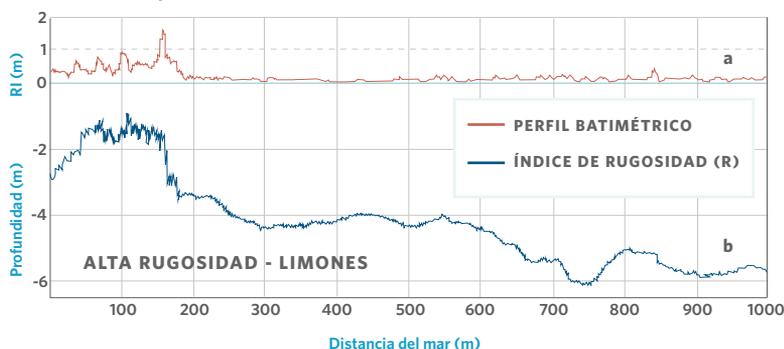
### RESULTADOS DEL ESTUDIO

#### MEDIDAS DE BATIMETRÍA, RUGOSIDAD Y TOPOGRAFÍA

Se obtuvo batimetría a gran escala (30 x 5 km) del sitio utilizando una combinación de metodologías que incluyeron ecosonda de un solo haz e imágenes satelitales de World View 2 (8 bandas multiespectrales, 2 m de resolución espacial) analizadas utilizando datos físicos estandarizados de procesamiento del Sistema Modular de Inversión y Procesamiento (MIP) de EOMAP. La Figura 4c muestra una fracción de esta batimetría en la región del arrecife Limones y el Hotel Moon Palace.

En vista que la resolución de los datos satelitales no es suficiente para estimar la rugosidad del arrecife, la información complementaria fue medida con un sistema de ecosonda/DGPS/cámara de video. Los datos se presentan en la Figura 4a y b. El sistema ha demostrado dar resoluciones a ~ 30 cm, lo que parece suficientemente bueno para evaluar la rugosidad del arrecife (Acevedo-Ramírez 2015; Franklin 2015). El sitio de la Figura 4 ha sido documentado como el arrecife con mayor cobertura de *Acropora palmata* en todo el Sistema Arrecifal Mesoamericano. La estimación de la rugosidad en la Figura 3a se basa en  $4\sigma$ , donde  $\sigma$  = desviación estándar de la batimetría en cm. Esto se ha utilizado para aproximar la rugosidad de Nikuradse (Lowe et al. 2005; Rogers et al. 2016). Los valores máximos de rugosidad son del orden de 1.85 m, una indicación del tamaño de las colonias de coral.

**FIGURA 4** (a) Estimaciones de rugosidad (en m) obtenidas de mediciones batimétricas a pequeña escala filtradas como  $4\sigma$ . (b) Batimetría filtrada de los efectos de ola medidos con ecosonda de un solo haz y GPS diferencial. (c) Batimetría a mayor escala del transecto presentado en (b), obtenida con clasificación supervisada de datos satelitales (fuente: CONABIO).

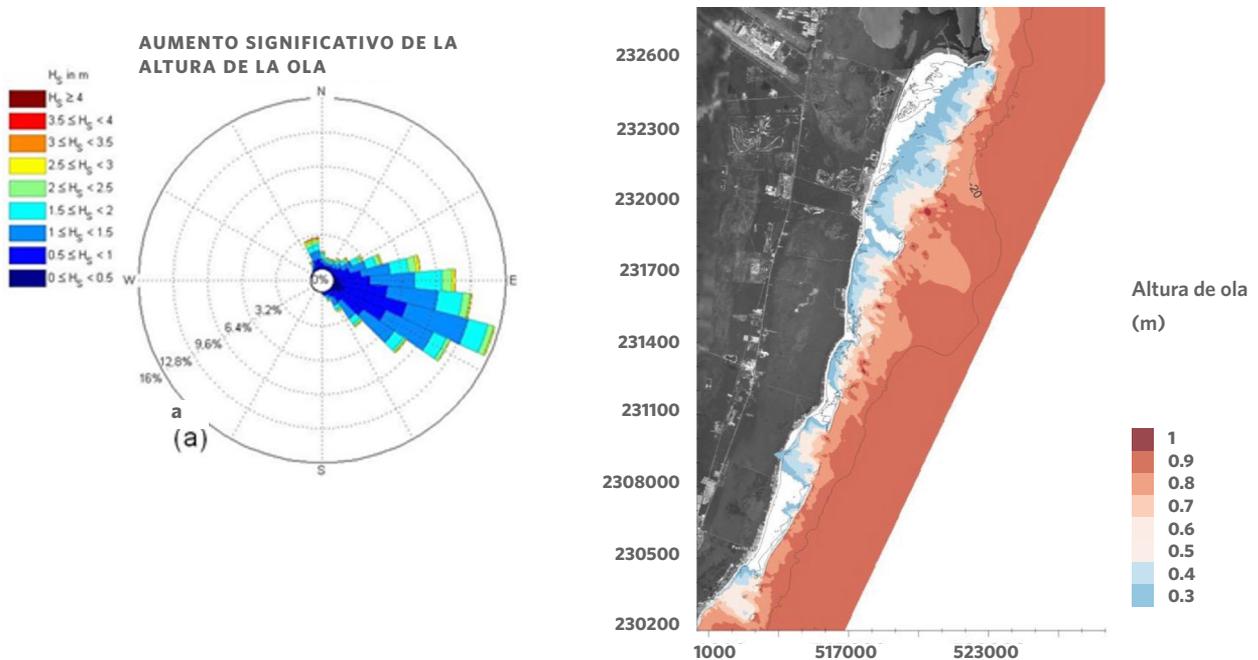


La información topográfica de la playa también se obtuvo con un sistema DGPS. El límite de terreno de los perfiles de playa suele ser algún tipo de obstáculo, como una casa, cercado u hotel. La resolución a lo largo de la costa fue de ~ 20 m, lo que da una muy buena aproximación de los volúmenes de arena. La información del desarrollo costero existente a lo largo de la costa (hoteles y casas) se obtuvo utilizando imágenes de satélite de Google Earth.

## CLIMA DE OLAS Y PROPAGACIÓN DE LAS OLAS HACIA LA ORILLA

El clima de olas en alta mar durante 11 años (2005 - 2016) se obtuvo de la boya NOAA 42056, ubicada a 4000 m de profundidad en la cuenca de Yucatán. La Figura 5a presenta la rosa de oleaje de las condiciones de olas en alta mar que afectan la región de Puerto Morelos.

**FIGURA 5** | (a) Clima de olas en alta mar de 2005 a 2016 para el norte del Caribe (boya NOAA 42056). Rosa del oleaje para la altura de ola. (b) Propagación de la ola para la región de Puerto Morelos mostrando en colores la alturas de ola, e isobatas batimétricas de 20 m y 1.5 m marcadas en líneas continuas. Los arrecifes son visibles en alta mar.



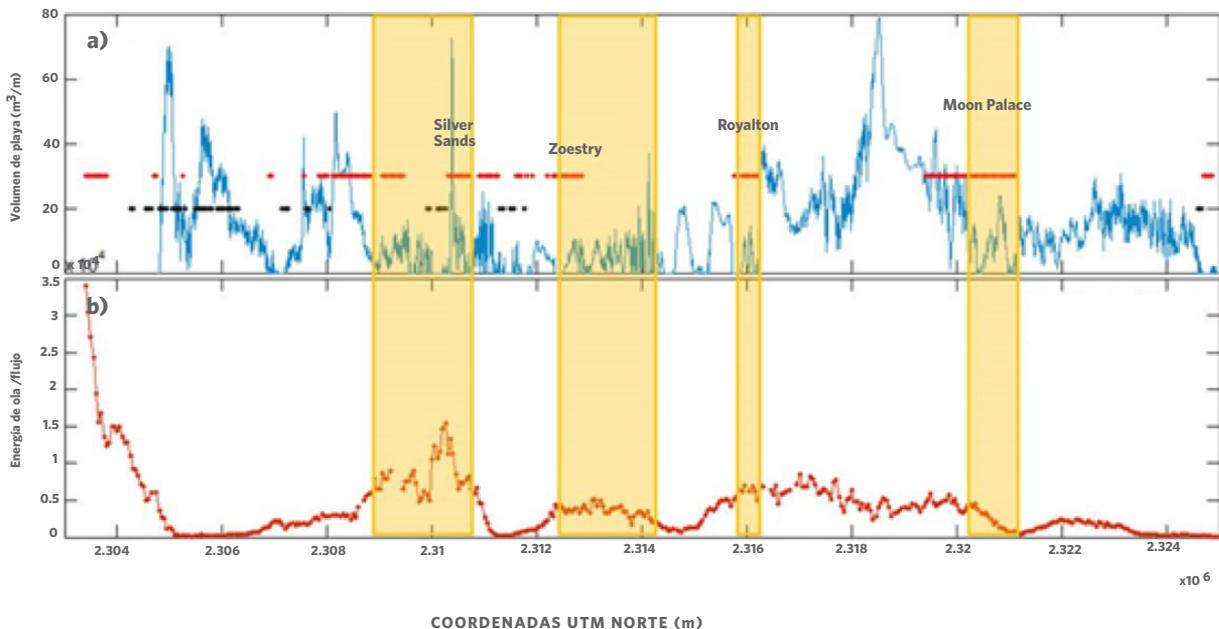
Ruiz de Alegría-Arzaburu et al. (2013) utilizando mediciones de olas simultáneas entre mayo y septiembre de 2007, han demostrado que el clima de olas en alta mar en el Caribe (boya 42056) se parece mucho a los datos medidos cerca de la costa (~ 20 m de profundidad), encontrando las mayores diferencias en la dirección de las olas con mayor difusión direccional más cerca de la orilla. La mayoría de las alturas de olas incidentes (90 % del tiempo) están por debajo de 1.5 m, con un período asociado de 4 a 6 segundos aproximándose predominantemente del cuadrante ESE, que en el sitio, es aproximadamente normal a la costa. De mayo a noviembre pueden ocurrir tormentas tropicales, que pueden generar condiciones de olas extremas. Por ejemplo, durante el huracán Wilma, en octubre de 2005, las olas tuvieron alturas de ~ 15 m a ~ 20m de profundidad (Silva-Casarín et al. 2009). Pero durante el invierno pueden ocurrir fuertes eventos de olas del N y NNE (alturas ~ 2 - 3 m y  $T_p$  ~ 6 - 8 s). Las condiciones más comunes de los datos medidos se propagaron utilizando el modelo SWAN. La Figura 5b muestra la propagación de ola para las olas del SE, 1 m de altura, período de 6 segundos. Note la eficiencia del arrecife para disipar la energía de las olas; las regiones presentadas en blanco muestran alturas de ola muy atenuadas (<0.3 m). La propagación de las olas debe hacerse con los factores de fricción estimados y los valores observados de la rugosidad del arrecife.

## TENDENCIA A EROSIÓN DE LA PLAYA

La altura de la ola más cercana a la costa (isobata de 1 m), una vez que los arrecifes han atenuado la energía, se extrae del modelo numérico y se usa para calcular el flujo de energía de la ola, para las condiciones de ola más frecuentes. Este flujo de energía se utiliza como un sustituto del potencial transporte de sedimentos debido a las olas. El flujo de energía de las olas a lo largo de la costa se compara (gráfica) con el volumen de arena medido disponible en la playa y la presencia de infraestructura humana (Figura 6). Esta información se utiliza para identificar los tramos de costa donde el potencial transporte de sedimentos puede exceder la capacidad de la playa para acomodarla y, por lo tanto, puede producirse erosión. Estas áreas están representadas por tramos amarillos de la costa en la Figura 6.

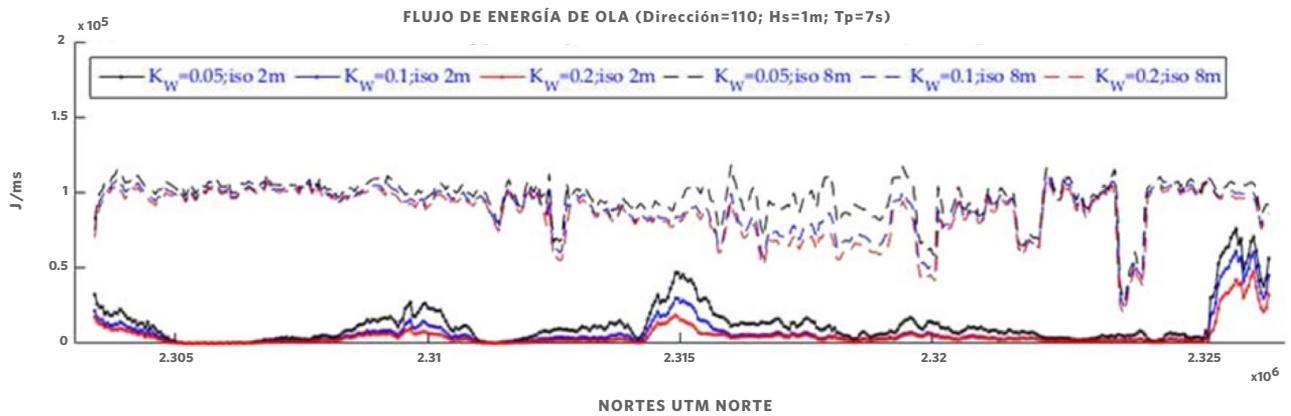
El volumen de arena se obtuvo con mediciones de los perfiles de playa con una resolución de 20 m y fue complementado con datos de imágenes satelitales. Esto se puede hacer ya que el ancho de la playa y el volumen de arena tienen una clara relación lineal en el sitio. Este tipo de información puede ayudar a los administradores a planificar el desarrollo turístico y evitar las construcciones en regiones donde la tendencia a la erosión es alta. Además, si el desarrollo ya existe, esta herramienta puede ayudar a planificar soluciones (mediante la restauración de arrecifes, estructuras artificiales, reabastecimiento de dunas o playas).

**FIGURA 6** | Volumen de arena presente en la playa por metro a lo largo de la costa **(a)**, flujo de energía de las olas que mueve la arena **(b)**. Los marcadores rojos representan grandes hoteles, los marcadores negros son casas y hoteles más pequeños. Las secciones sombreadas en amarillo representan partes de la playa donde el flujo de energía de las olas es alto (transporte de sedimentos extensos) y el volumen de la playa es pequeño.



Si se aumenta artificialmente la rugosidad en el modelo numérico, se puede evaluar la eficiencia de las actividades de restauración de los arrecifes. La Figura 7 muestra un ejemplo preliminar de los efectos que el aumento de la rugosidad del arrecife (acciones de restauración) puede tener en la energía de las olas modeladas cerca de la costa. Es evidente que, al afectar la rugosidad del arrecife, el flujo de energía de las olas que se acercan a la costa puede disminuir.

**FIGURA 7** Comparación del flujo de energía de las olas entre 8 m de profundidad (líneas discontinuas) y cerca de la costa (líneas continuas) en diferentes escenarios de rugosidad del arrecife, simulando acciones de restauración. Los valores de  $K_w$  indican los incrementos de rugosidad cerca de la costa.





© Lorenzo Álvarez

## CAPÍTULO 5

### RESTAURACIÓN DE ARRECIFES Y OTRAS MEDIDAS DE MITIGACIÓN DE EROSIÓN COSTERA

Esta sección incluye una introducción a las soluciones naturales para restaurar los servicios de protección de arrecifes, una gama de opciones y otras soluciones artificiales ingenieriles.

#### ¿CÓMO CUMPLIR LOS OBJETIVOS ECOLÓGICOS Y DE REDUCCIÓN DE RIESGOS?

La restauración de arrecifes coralinos se puede implementar para cumplir con una variedad de objetivos biológicos y/o socioeconómicos. Los objetivos biológicos pueden incluir: promover la biodiversidad; aumentar las especies del arrecife que son comercialmente importantes, la biomasa y la productividad; apoyar la recuperación de los corales o los procesos ecosistémicos (reclutamiento de corales); y reparar daños al marco arrecifal. Los objetivos socioeconómicos pueden incluir educación y conciencia pública sobre la importancia del arrecife y aumentar los servicios ecosistémicos para las comunidades locales (protección costera).

Es importante determinar si la restauración es la mejor estrategia comparado con otras acciones de manejo (manejo de zonas costeras, implementación/cumplimiento de AMP). Para determinar si la restauración es un enfoque viable, es útil plantear las siguientes preguntas:

1. ¿El sitio contaba con presencia de arrecife previo a perturbación?
2. ¿Cuál fue la causa de la perturbación o degradación del arrecife?
3. ¿Se han detenido las causas de la degradación o están ahora bajo un manejo efectivo?
4. ¿Puede el sitio recuperarse de manera natural en vista de la alta tasa de reclutamiento de corales?
5. ¿El sustrato requiere estabilización?

 Puede encontrar más información sobre consejos para planificar un proyecto de restauración de arrecifes en el siguiente enlace: <http://www.reefresilience.org/restoration/project-planning/deciding-on-restoration/>.

La restauración de arrecifes se puede implementar a través de enfoques ecológicos o ingenieriles, o una combinación de ambos. Históricamente, los esfuerzos de restauración se han enfocado en el diseño y construcción de complejos proyectos de ingeniería para reconstruir y estabilizar rápidamente la estructura tridimensional de los arrecifes dañados y afectados por la perturbación (encallado de barcos) (Precht 2006). Sin embargo, la recuperación ecológica natural a gran escala no suele ocurrir a menudo (Lirman y Schopmeyer 2016), por lo que cada vez se realizan más esfuerzos de restauración ecológica a fin de mejorar las posibilidades de éxito de las restauraciones.

## RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ARRECIFES

La restauración de arrecifes coralinos ha evolucionado dramáticamente en las últimas décadas. La restauración ecológica de arrecifes tiene como objetivo restablecer los componentes y procesos vivos del arrecife (aumentar la densidad de individuos reproductores; restablecer funciones ecológicas fundamentales, como ser, mejorar las poblaciones de erizo de mar y peces herbívoros para el control de algas en lugares donde las algas inhiben la recuperación del coral).

El enfoque de la mayoría de los proyectos de restauración de arrecifes hasta la fecha ha sido restablecer la cobertura de coral en arrecifes degradados mediante el trasplante de corales reproducidos artificialmente (Guest et al. 2014). Menos del 20 por ciento de los proyectos de restauración de arrecifes están diseñados teniendo en cuenta los beneficios de la protección costera (Fabian et al. 2013). Los trasplantes pueden producirse sexualmente (recolectando y criando larvas o gametos de colonias reproductivamente maduras) o asexualmente (cultivando fragmentos de colonias de donantes). La propagación asexual se ha implementado durante décadas con técnicas bien establecidas para muchas especies y sitios (Shafir et al. 2006; <http://www.reefresilience.org/restoration/population-enhancement/coral-propagation/>), mientras que la propagación sexual está básicamente en una etapa experimental en cuanto a la cría de grandes cantidades de larvas y mejores prácticas de trasplante (Guest et al. 2010).

### PROPAGACIÓN ASEXUAL

Los métodos de propagación asexual de colonias de corales utilizan fragmentos de coral de colonias donantes o de poblaciones silvestres, generados por perturbaciones (“corales de oportunidad” que incluyen fragmentos quebrados por tormentas, anclaje o encallado de buques). Los fragmentos rotos se pueden volver a sujetar a corales existentes u otros sustratos de pH neutro (PVC, tuberías, baldosas y concreto; Chavanich et al. 2014) para el crecimiento y mantenimiento de poblaciones de coral.

Por lo general, para implementar los métodos de propagación asexual, se recogen o cortan pequeños trozos de coral ( $\leq 5$  cm) de una colonia donante, y se mantienen en viveros y protegidos de los factores de estrés que afectan los arrecifes (sedimentación y depredadores) (NMFS 2016). Profesionales en el Caribe han descubierto que el uso de fragmentos más grandes de *Acropora* ( $>5$  cm) aumenta la probabilidad de supervivencia y la productividad, en comparación con fragmentos más pequeños (Young et al. 2012), aunque los

“El enfoque de la mayoría de los proyectos de restauración de arrecifes hasta la fecha ha sido **restablecer la cobertura de coral en arrecifes degradados mediante el trasplante de corales reproducidos artificialmente**”

Guest et al. 2014

avances recientes en las técnicas de micro fragmentación demuestran el potencial de los fragmentos pequeños de coral para incrustarse y fusionarse en las superficies (Forsman et al. 2015). A medida que los fragmentos crecen, se cortan los trozos adicionales para sembrarlos en el arrecife. Se han desarrollado recomendaciones para mejores prácticas de recolección de fragmentos de coral (NMFS 2016). Al mantener viveros con reproductores que proporcionan corales para la restauración, se evita afectar a las poblaciones silvestres.

La selección cuidadosa de especies de coral para el trasplante es uno de los pasos más importantes para el éxito de la restauración. Al considerar las especies, es mejor seleccionar corales que ocurren naturalmente en el sitio de restauración y que son relativamente comunes en arrecifes cercanos que pueden ser fuentes potenciales. También se pueden considerar las especies que se sabe que ocurrieron naturalmente en el sitio de restauración recientemente. Las especies ramificadas de rápido crecimiento pueden proporcionar un rápido aumento en la cobertura de coral y complejidad topográfica, pero también pueden ser más susceptibles al blanqueamiento, enfermedades y depredadores (Loya et al. 2001).

Se establecen viveros de coral para suministrar corales que suplan las actividades de restauración. Los viveros pueden ser ex situ (ubicados en la tierra; pueden ser costosos y requerir conocimientos técnicos para mantenerlos) o in situ (ubicados en el océano). La guía para el establecimiento y mantenimiento de viveros se puede encontrar en el manual “Rehabilitación de arrecifes”: [http://www.reefresilience.org/pdf/Reef\\_Rehabilitation\\_Manual.pdf](http://www.reefresilience.org/pdf/Reef_Rehabilitation_Manual.pdf); Incluyendo información sobre: selección del sitio para viveros, construcción de viveros para la cría asexual de corales y métodos para el mantenimiento de viveros. <http://www.reefresilience.org>.



[org/restoration/population-enhancement/coral-propagation/](http://www.reefresilience.org/restoration/population-enhancement/coral-propagation/)

El éxito de los proyectos de restauración que utilizan métodos de propagación asexual varía según los métodos implementados y las condiciones locales del sitio. Los factores que pueden causar mortalidad del coral después del trasplante incluyen daños por tormentas, eventos de blanqueamiento, enfermedades, depredación y mala calidad del agua (Young et al. 2012), por lo que es fundamental controlar eficazmente los factores de estrés locales y monitorear los impactos actuales y futuros. Se ha observado mucha variabilidad en el nivel de éxito de las restauraciones realizadas en el Caribe (Young et al. 2012); la supervivencia de los fragmentos osciló entre el 43 % y el 95 % durante el primer año, y algunos estudios documentan un aumento en la biomasa de hasta el 250 % para *Acropora* trasplantados (Quinn y Kojis 2006). Otros estudios muestran tasas de éxito mucho menores (>50 % de mortalidad de los fragmentos en el primer año debido a que los mismos se sueltan del sustrato o se dañan con las tormenta con un aumento de la mortalidad de 80 % a 100 % después de 5 años; Bruckner et al. 2009; Garrison y Ward 2012). Los factores que aumentan la supervivencia de los fragmentos incluyen la estabilización de los fragmentos (uso de cinchos plásticos o pegamento epóxico) y el trasplante de fragmentos más grandes (> 5 cm), lo que resulta en mayores tasas de crecimiento y supervivencia de los corales sembrados (Young et al. 2012). La investigación sugiere que el éxito de la restauración aumenta cuando se utiliza más de un método de propagación para cultivar los fragmentos de coral y se implementan varios métodos de sujetar los fragmentos en función de las condiciones ambientales locales (Bowden-Kerby et al. 2005; Quinn et al. 2005; Williams y Miller 2010; Johnson et al. 2011).

## PROPAGACIÓN SEXUAL

La restauración mediante reclutas sexuales difiere de la propagación asexual en dos formas principales (Jantzen 2016). Primero, la propagación sexual produce corales como resultado de la fertilización, por lo tanto, los corales en desarrollo necesitan ser alimentados a lo largo de sus etapas de vida tempranas y vulnerables. Segundo, cada coral que se produce es genéticamente único. Los reclutas de coral derivados de la reproducción sexual se pueden cultivar en viveros terrestres o marinos y plantarse en áreas de restauración. Recientemente se han logrado avances en la propagación sexual de corales para restaurar arrecifes aumentando el nivel de éxito en

los asentamientos y trasplantes de corales (Okamoto et al. 2008; Guest et al. 2010; Nakamura et al. 2011).

En la propagación sexual, los gametos (óvulos y espermatozoides) se capturan en redes de recolección durante eventos de desove natural masivo de los corales. Una vez colectados los gametos, se fertilizan, promoviendo así muchas combinaciones diferentes de genes para formar nuevos genotipos. Esta práctica contribuye a mantener o incluso mejorar la diversidad genética de las poblaciones naturales. El asentamiento de las plánulas de coral fertilizadas en pequeñas baldosas o fragmentos de piedra caliza, se realiza en un laboratorio o in situ, y los juveniles coralinos sedimentados se siembran en arrecifes degradados.

Los trasplantes obtenidos por propagación sexual también son potencialmente más resilientes dado que muchas colonias parentales donantes han sobrevivido décadas de cambios ambientales dramáticos y grandes pérdidas en la cobertura de coral; algunas colonias pueden tener 6,500 años (Devlin-Durante et al. 2016). Por lo tanto, las nuevas combinaciones de genotipos de estas colonias de donantes pueden ser favorecidas, adaptarse mejor y sobrevivir en condiciones de cambio climático. Además, al sembrar reclutas sexuales en etapa temprana, asegura que los sobrevivientes estén adaptados al entorno local circundante.

Históricamente, la restauración sexual de corales era considerada costosa en términos de tiempo y dinero (Jantzen 2016), exigiendo experiencia y laboratorios sofisticados para cultivar los corales. Recientemente, varios laboratorios, en particular el de la Universidad Nacional Autónoma de México en Puerto Morelos, México y CARMABI en Curazao, junto con SECORE International, han implementado estudios piloto para reducir costos con períodos de vivero más cortos antes de sembrar los corales en el arrecife (Chamberland et al. 2015), y se han mejorado las técnicas de cultivo y siembra de corales utilizando enfoques de baja tecnología. Se necesita aumentar la escala de siembra de coral a fin de aplicar la restauración a una escala significativa al tiempo que se reducen los costos, especialmente en relación con los costos del trasplante manual de corales, que no resulta factible en la escala necesaria para hacer frente a la degradación de los arrecifes a nivel mundial.

Con estos esfuerzos, se ha logrado éxito continuo con los procesos de recolección de grandes cantidades de gametos de colonias genéticamente diversas (*Acropora*,

*Orbicella faveolata* y *Diploria labyrinthiformis*), ayudando a la fertilización, cultivando embriones y larvas en condiciones óptimas y depositando grandes cantidades de larvas en sustratos de asentamiento. SECORE ha desarrollado sustratos de asentamiento de coral autoadhesivos para reducir los costos de siembra al no requerir que cada trasplante sea sujetado a mano. Se están desarrollando enfoques de baja tecnología y bajo costo en México y Curazao para implementarlos a escala de hectáreas con menor tiempo de vivero en tierra y mar.

## BENEFICIOS Y LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS DE PROPAGACIÓN SEXUAL Y ASEJUAL

Los métodos de propagación asexual generalmente se pueden implementar con poca capacitación y pueden ser menos costosos y menos laboriosos que la propagación sexual. La propagación sexual puede requerir instalaciones de incubación y experiencia en técnicas de cría de larvas (Epstein et al. 2001; Omori 2011; Guest et al. 2014). La propagación asexual también puede ser una importante actividad de extensión comunitaria, ya que se puede implementar con métodos sencillos e involucrar a los residentes locales y turistas en la conservación de los arrecifes (Jantzen 2016). La fragmentación puede crear reproductores y complementar la propagación sexual cuando las colonias de coral se encuentran muy separadas (Jantzen 2016).

Los beneficios de la propagación sexual son que no dañan al coral/colonia donante ya que no requiere fragmentos, a diferencia de la propagación asexual. Además, la propagación sexual da como resultado mucha mayor diversidad genotípica en los corales trasplantados y, potencialmente, proporciona acceso a millones de propágulos dado que los corales a menudo son altamente fecundos (Guest et al. 2014).

La propagación asexual no promueve la diversidad genética ya que los fragmentos son genéticamente idénticos a la colonia donante. Otra preocupación clave en torno a las estrategias de restauración usando reproducción asexual es que se desconoce si los fragmentos de coral trasplantados sufren períodos de selección natural que eliminan a los individuos menos viables, como lo hubieran hecho los reclutas sexual, por lo tanto, la viabilidad a largo plazo de los fragmentos trasplantados es cuestionable y explica las altas tasas de mortalidad de los corales sembrados a partir de fragmentos después de 5 años. Existen excepciones notables como la restauración a gran escala llevada a

cabo en la Isla Cousin en las Seychelles (Maya et al. 2016) y en Belice (Carne et al. 2016). Además, existe el temor de “inundar a la población” con un pequeño número de genotipos (NMFS 2016).

Para abordar esta situación, los investigadores sugieren que los viveros cultiven, recolecten y planten diversos genotipos (recolectando organismos de distintos arrecifes que estén separados, a fin de aumentar la posibilidad de adquirir genotipos singulares y apoyar los esfuerzos de propagación). Con estas prácticas se puede asegurar mayor representatividad de genotipos

en los proyectos de trasplante de corales.

Otra limitante, tanto con la propagación sexual como con la asexual, es que los corales *Acropora* trasplantados se pueden contagiar con enfermedades como banda blanca y viruela blanca, que todavía están presentes en los arrecifes del Caribe, y ocasionan mortalidad en corto tiempo. Las investigaciones futuras se deben centrar en encontrar genotipos resistentes y utilizarlos en proyectos de restauración sexual y asexual, y evaluar el éxito de los trasplantes.

**“La restauración física del arrecife implica reparar la parte dañada de un arrecife o crear una nueva estructura para mejorar el arrecife natural, aumentando la integridad estructural del marco del arrecife.”**

### RESTAURACIÓN FÍSICA DEL ARRECIFE

Además de mejorar las poblaciones de coral, puede ser necesario restaurar la estructura o el sustrato de los arrecifes de coral cuando este haya sido dañado, degradado o no es adecuado para el asentamiento de la larva de coral. Los impactos físicos agudos en el arrecife pueden ser causados por encallamiento de barcos, extracción de los corales para minería, pesca con explosivos, y daño por tormentas, causando fracturas en la matriz de piedra caliza, cráteres, pérdida de cobertura de coral vivo y de alga crustosa coralina, así como la reducción general de la rugosidad del arrecife (World Bank 2016).

La destrucción causada por el encallamiento de grandes barcos puede ser explosiva, particularmente cuando una gran masa en movimiento, como un barco, impacta directamente en el marco arrecifal de carbonato de calcio (Hudson y Díaz 1988). Los huracanes también causan daños considerables a los arrecifes, pero rara vez dañan el marco arrecifal. En los casos en que el impacto del huracán es agudo, se agrietan y vuelcan los macizos coralinos, se desprenden y fragmentan colonias de coral y otros organismos sésiles, o se depositan objetos extraños en el arrecife, por lo que la restauración a corto plazo puede ayudar mucho a la recuperación (World Bank 2016).

La restauración física del arrecife implica reparar la parte dañada de un arrecife o crear una nueva estructura para mejorar el arrecife natural, aumentando la integridad estructural del marco del arrecife; generalmente utilizando una combinación de piedra caliza y cemento. La mayoría de los ejemplos de restauración física de una cresta arrecifal provienen de los Estados Unidos. Uno de los proyectos de restauración física más significativo, fue llevado a cabo en los Cayos de Florida, utilizando concreto y piedra caliza para reconstruir el frente arrecifal poco profundo, debido al encallamiento de un gran buque

(Precht et al. 2005).

En circunstancias naturales, los arrecifes de coral pueden tardar décadas en volver a crecer o puede que nunca se recuperen de forma natural. Un fondo inestable no proporciona un hábitat adecuado para el asentamiento y crecimiento de los corales y es probable que sea una de las principales razones por las que los sitios dañados no se recuperan de forma natural (Miller et al. 1993). Crear un sustrato para replicar la estructura del arrecife puede ayudar a acelerar este proceso de recuperación. Los enfoques estructurales se pueden implementar para lograr los siguientes objetivos de restauración:

- Reparación del arrecife: La restauración física puede implicar la aplicación de cemento o epoxi a grietas grandes en el marco del arrecife, o voltear y fijar los corales volcados, esponjas y otros organismos del arrecife. En algunos casos, es necesaria la restauración física antes de llevar a cabo la restauración ecológica de las comunidades de corales y peces.
- Reemplazo de la estructura dañada o pérdida de los arrecifes: En los casos en que el relieve y la rugosidad de los arrecifes se ha perdido por degradación o por impacto físico directo (por ejemplo, el

encallamiento de barcos, la extracción de corales, la pesca con explosivos y huracanes), se pueden colocar escombros de coral y/o pilas de rocas en el fondo marino para crear un sustrato para que los corales se asienten y crezcan y/o para reemplazar la estructura tridimensional perdida del arrecife. Esto solo se sugiere en áreas sin restos de cobertura de coral vivo, pero donde los arrecifes se desarrollan naturalmente (no en lechos de pastos marinos, ni en bancos de arena).

- Estabilizar la estructura dañada del arrecife: Se pueden usar materiales artificiales (por ejemplo, cemento, alambre, hilo alquitranado, redes biodegradables) para estabilizar el marco arrecifal y reducir los efectos negativos de escombros no consolidados en el asentamiento y crecimiento de los corales.

Los diseños de defensas costeras sustentables tienen mayores ventajas y beneficios que los diseños de obras grises tradicionales, especialmente cuando se combinan el reforzamiento de los corales con estructuras artificiales basadas en la naturaleza. Cada vez es más común la utilización de materiales naturales que incorporan esqueletos de coral, cascajo, escombros y materiales biológicamente amigables, como ser el concreto de pH neutro o el concreto liviano combinado con una matriz de materia orgánica para acelerar la colonización biológica (World Bank 2016).

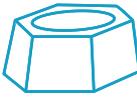
Sin intervención mediante restauración física activa, la superficie degradada de la cresta arrecifal se continua deteriorando debido a impactos secundarios (por ejemplo, los corales desplazadas pueden ser derribados, sacudidos constantemente por las corrientes o enterrados por el sedimento, lo que va a causar una severa pérdida de tejido vivo y abrasión, lo cual reduce las posibilidades de que estos se fijen de nuevo en el arrecife y se recuperen, y también pueden causar más daños a los corales circundantes) o a las tasas de erosión física a las áreas de arrecifes pueden aumentar a causa de olas más grandes a través del arrecife (World Bank 2016).

## MIMETISMO FÍSICO (ARRECIFES ARTIFICIALES Y ROMPEOLAS DE CONCRETO)

Las estructuras submarinas hechas por el hombre (arrecifes artificiales) y, en particular, las estructuras de cresta baja (LCS en inglés) se han vuelto comunes como medios innovadores para proteger las líneas costeras de todo el mundo. Su diseño apunta a reducir la vulnerabilidad a la erosión costera con bajos costos económicos y ambientales. Los principales efectos hidrodinámicos de estas estructuras son, romper las olas, disipar la energía de las olas en sus medios porosos, reflejar parcialmente la energía de las olas o realizar una combinación de estos procesos (Sawaragi 1995; Hawkins et al. 2010; Burcharth et al. 2015).

Según Sánchez-González et al. (2012), las estructuras de concreto prefabricadas proporcionan una mayor estabilidad estructural que las rocas sumergidas, pero pueden ser más caras y más agresivas para el medio ambiente (Muttray y Reedijk 2008). Algunas estructuras de concreto requieren una ubicación específica, mientras que otras se pueden colocar al azar, y su estabilidad varía dependiendo de su tipología (es decir, la estabilidad controlada por el peso propio de una estructura o por la fricción entre diferentes unidades de concreto). Distintos tipos de unidades de armadura de concreto son utilizados para crear WWblocks, que son unidades masivas que resisten bien la acción reducida de las olas y son estructuralmente estables, en función de su gran peso, pero pueden ser costosas, debido a la cantidad de concreto requerido y al equipo especializado necesario para instalar los masivos bloques en el sitio (Muttray y Reedijk 2008). Accropod y Core-Loc se enclavan bien, pero requieren una colocación precisa, equipo especializado y personal experimentado para instalarlos. Las fuertes olas de tormenta pueden dañar y desplazar completamente las unidades Core-Loc, cuestionando su viabilidad a largo plazo (Mesa 2005).

**TABLA 2** | Visión general de los rompeolas de unidades de armadura de concreto (Muttray y Reedijk 2008).

UNIDADES DE ARMADURA COLOCADAS AL AZAR (CAPAS SIMPLES O DOBLES)		UNIDADES DE ARMADURA UNIFORMEMENTE COLOCADAS. (UNA SOLA CAPA)	
FACTOR DE ESTABILIDAD: PESO PROPIO		FACTOR DE ESTABILIDAD: FRICCIÓN	
<b>CUBO</b>		<b>MAZORCA</b>	
<b>CUBO MODIFICADO</b>		<b>SEABEE</b>	
<b>TRIPODE</b>		<b>COBERTIZO</b>	
<b>CUBO ANTIFER</b>		<b>DIAHITIS</b>	
<b>ACCROPOD</b>		<b>WAD</b>	
<b>CORE-LOC</b>			
		<b>UNIDAD DE ARRECIFE P.E.P.</b>	
		<b>UNIDADES BEACHSAVER</b>	
		<b>CABALLETE DOBLE-T</b>	
		<b>REEF BALL</b>	
		<b>BLOQUE 2B</b>	
		<b>REPLICA DE CORAL IMPRESO 3D</b>	

Un experimento innovador fue llevado a cabo por Mendoza et al. (2018) para probar réplicas de modelos a escala y comparar su rendimiento como atenuadores de energía de onda. Se propuso un arrecife artificial hecho con réplicas de coral impresas en 3D basadas en la morfología del coral *Acropora palmata*, para imitar la disipación de la energía de las olas y la capacidad de ser colonizados rápidamente por

otros organismos.

Los avances en la investigación sobre unidades de concreto prefabricadas, además de las experiencias de la vida real, resaltan las ventajas de usar bloques de concreto con cavidades sumergidos para la protección costera. Las llamadas Reef Balls, son el método más implementado de arrecifes artificiales. Son

estructuras de concreto u hormigón prefabricadas, en forma de domo, huecas y contienen orificios de distintos tamaños en sus paredes. Si bien inicialmente se diseñaron para su uso en arrecifes artificiales, se aplican cada vez más para rompeolas sumergidos. La Figura 8 muestra la instalación de Reef Balls en la construcción de un rompeolas sumergido en República Dominicana en 1998 (Harris 2009).

**FIGURA 8** | Rompeolas hecho con Reef Balls sumergidas para estabilización costera en República Dominicana (1.2 - 1.3 m de altura, a profundidades de 1.6 - 2.0 m) (Harris 2009).



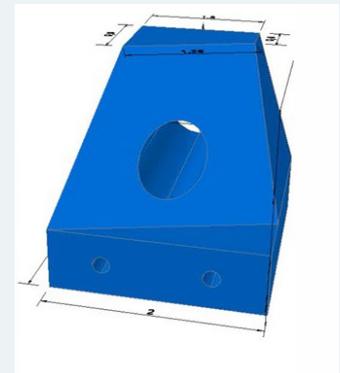
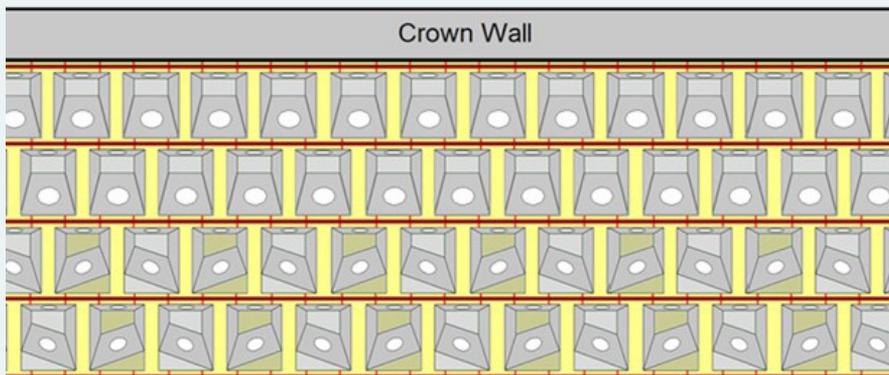
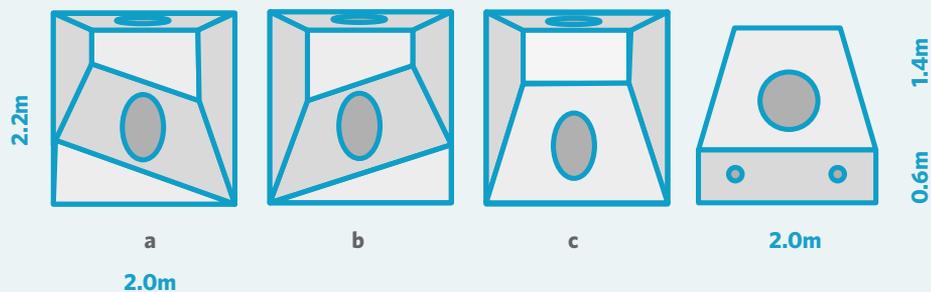
**FIGURA 9** | WAD utilizados para construir un rompeolas sumergido en el Caribe mexicano, específicamente en Puerto Morelos, fuera del área protegida (Silva et al. 2016).



Los Dispositivos de Atenuación de Olas (WAD en inglés) están diseñados en forma de pirámide que puede ser triangular o paralelepípedo (Figura 9). Los WAD demuestran tener mayor eficiencia hidráulica en relación con otros tipos de rompeolas como los tubos de concreto, bolsas de geotextil o muelles tradicionales. Estas estructuras de concreto con agujeros (por ejemplo, WAD, Reef Balls) requieren menos concreto para construir y pueden favorecer el asentamiento de organismos marinos

Otras de las unidades de concreto prefabricadas más recientes son los bloques 2B (A, B y C en la Figura 10). Estas unidades fueron desarrolladas para abordar las limitaciones en diseños anteriores (estabilidad, enclavamiento y costo y mantenimiento de las unidades) (Bilyay et al. 2017). Los bloques 2B se colocan en una sola capa y pueden utilizar tres modelos diferentes. Sus principales ventajas son que se pueden aplicar a cualquier pendiente de los rompeolas deseados, no se requiere un método de colocación especial y reducen bien el aumento de las olas y la energía de las olas.

**FIGURA 10** | Dique artificial sumergido compuesto de bloques de concreto 2B prefabricados (Bilyay et al. 2017).



Desde una perspectiva ambiental, la característica principal que afecta la colonización y el desarrollo de los organismos bentónicos es la complejidad topográfica. La rugosidad de las estructuras fabricadas con concreto es uno de los principales factores que influyen en la capacidad de las especies marinas para establecerse. La estabilidad de las estructuras es otro parámetro importante que garantiza el montaje y la sucesión de especies, mientras que la necesidad de mantener estructuras con frecuencia puede causar mayores trastornos de las asociaciones epibióticas formadas (Hawkins et al. 2010).

Es indispensable que las estructuras ingenieriles se coloquen adecuadamente en el fondo marino, para

evitar que estas influyan directamente en los patrones de olas y de corrientes y que puedan afectar las costas, y degradar aún más los hábitats costeros, desplazando los problemas de erosión a otras secciones de la costa.

Asimismo, los arrecifes artificiales (estructuras) no se deben colocar en áreas con presencia de pastos marinos, parches de coral y gorgonias, ya que pueden matar a los organismos benthicos que se encuentran debajo. De manera similar, se deben colocar con precaución para que no representen un peligro para la navegación o tengan un impacto estético (Edwards y Gómez 2007).

Cuando las estructuras de concreto son consideradas como la opción más adecuada, se debe seleccionar la

unidad más costo-eficiente considerando las características del sitio, la estabilidad hidráulica y estructural del rompeolas, el método de fabricación y la manipulación, instalación y mantenimiento necesarios de la unidad, así como su longevidad. La mayoría de las estructuras de hormigón pueden durar entre 20 - 50 años.

### BENEFICIOS Y LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS DE RESTAURACIÓN FÍSICA Y MIMETISMO FÍSICO

Las estructuras ingenieriles proporcionan importantes beneficios de protección costera ya que están diseñadas principalmente con el objetivo de satisfacer la demanda de las personas que viven en las costas, pero si están mejoradas ecológicamente, también pueden proporcionar beneficios naturales relevantes. Sin embargo, cuando se planifican y diseñan de manera inadecuada, las estructuras ingenieriles pueden causar daños ambientales al eliminar el hábitat natural, y alterar la circulación y el transporte de sedimentos a hábitats adyacentes (Martín et al. 2005; Chapman y Underwood 2011).

Las estructuras mal diseñadas se pueden dañar durante las tormentas, romperse y causar daños al arrecife y la infraestructura costera (World Bank 2016). Estas pueden ser desplazadas, enterradas y destruidas por el paso de huracanes incluso distantes (> 150 km) (Kilfoyle 2017). Por esta razón, los proyectos que involucran restauración física y mimetismo físico, son considerados más riesgosos que los proyectos de restauración ecológica.

Además, se identifican dos inconvenientes principales en el comportamiento de las unidades de concreto que deben ser consideradas durante el proceso de diseño: posible desplazamiento de la estructura a medida que se asienta y se sufre abrasión. El desgaste puede aparecer al pie de una estructura en el lado expuesto a las olas, en las zonas redondeadas o en orificios entre unidades (en el caso de arrecifes artificiales compuestos de varios segmentos; Blacka et al. 2013). Además, se ha determinado que el éxito de los proyectos que implementan rompeolas de concreto prefabricado sumergido, depende del ancho de la cresta de las estructuras utilizadas, la disposición de las estructuras y el diseño de los cimientos (Basco y Pope 2001).

Por otro lado, las estructuras ingenieriles con agujeros o cavidades brindan varios beneficios. Pueden soportar la colonización de organismos marinos, a menudo son más pequeños en tamaño y de menor peso, lo que facilita la instalación, y tienen una porosidad relativamente alta. Algunos de los beneficios de las Reef Balls es que están hechas con aditivos especiales para concreto y con un pH similar al del agua de mar para asegurar la compatibilidad con el medio ambiente marino y para favorecer la colonización de organismos marinos. Pero las Reef Balls tienen algunas limitaciones. Pueden ser

de alto costo, y su durabilidad a largo plazo y función de la defensa costera han sido cuestionadas (Fabian et al. 2013). Se presentaron otras alternativas que pueden mostrar un mejor desempeño de ambos aspectos, en la protección de la costa y en aspectos ambientales.

De manera similar a la restauración ecológica, las estructuras ingenieriles requieren acciones de mantenimiento costosas e intensivas en mano de obra (Blacka et al. 2013; Bilyay et al. 2017) y, en algunos casos, equipos especializados. Por lo tanto, ambos tipos de proyectos requieren una planificación detallada (incluidas las evaluaciones de impacto ambiental) y deben incorporar la experiencia de ingenieros costeros calificados y especialistas en restauración en su fase de diseño e instalación (World Bank 2016), y el acompañamiento por parte de agencias gubernamentales relacionadas, lo cual puede ser costoso y tomar mucho tiempo.

Sin embargo, cuando la restauración ecológica es costosa, incierta, lenta o incompatible con el espacio disponible o con las demandas de las comunidades costeras, es necesario estimar un equilibrio entre riesgo, vulnerabilidad y certeza para obtener la solución óptima para la protección costera.

**Las estructuras mal diseñadas se pueden dañar durante las tormentas, romperse y causar daños al arrecife y la infraestructura costera.**

World Bank 2016

## COSTOS ASOCIADOS A LA RESTAURACIÓN DE ARRECIFES

Los costos de la restauración de arrecifes varían considerablemente. Los proyectos de restauración realizados por miembros de la comunidad o voluntarios generalmente tienen costos más bajos. Además, los costos de restauración son más bajos en países con economías en desarrollo (Bayraktarov et al. 2016). Los costos también varían entre la restauración ecológica y física.

### COSTOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ARRECIFES

Según la Agencia de Protección Ambiental (2012), los costos de restauración deben incluir los costos de capital (costo de planificación, compras, adquisición de terrenos, construcción y financiamiento), costos de operación (costos de mantenimiento, monitoreo, y reparación y reemplazo de equipos), y costos en especie (donaciones o trabajo voluntario). La tabla 3 presenta los valores promedio del costo total de restauración por unidad de área y el costo total de restauración para arrecifes coralinos.

**TABLA 3** | Costos de restauración de arrecifes coralinos (Environmental Protection Agency 2012).

Ecosistema	Economía	COSTO DE RESTAURACIÓN		COSTO TOTAL DE RESTAURACIÓN		COSTO DE RESTAURACIÓN AJUSTADO AL PPA		COSTO TOTAL DE RESTAURACIÓN AJUSTADO AL PPA	
		N	(2010 US\$ por ha)	N	(2010 US\$ por ha)	N	(2010 Int\$ por ha)	N	(2010 Int\$ por ha)
Arrecife de coral	General	42	165,607 (5,411,993)	16	162,455 (2,915,087)				
	Desarrollada	18	1,826,651 (12,125,179)	8	282,719 (5,501,636)	19	1,489,964 (11,499,412)	8	207,247 (5,479,769)
	En desarrollo	24	89,269 (377,104)	8	162,455 (328,537)	28	9,216 (60,726)	8	19,510 (48,309)

**Notas:** Los datos de costos están representados en dólares estadounidenses por hectárea en 2010, contabilizando la inflación [índice de precios al consumidor (IPC)] y en Int\$ 2010 por hectárea, teniendo en cuenta el producto interno bruto según lo estimado por la paridad de poder adquisitivo (PIB, PPA). El costo total de restauración incluye solo las observaciones en las que se reportaron tanto el costo de capital, como el de operación. Los datos se representan como observaciones generales, así como proyectos en países con economías desarrolladas y en desarrollo. El número de observaciones se indica con N.

En el caso del Caribe mexicano, los costos de restauración de arrecifes oscilan entre US\$100,000 y US\$500,000/ha, considerando aproximadamente 10,000 trasplantes por hectárea. Este costo no incluye el monitoreo a mediano o largo plazo del sitio de restauración. En comparación con la restauración física, los costos de la restauración ecológica son más bajos. Pero a veces, la restauración ecológica puede ser muy costosa, principalmente cuando los procesos se tienen que acelerar.

## COSTOS DE RESTAURACIÓN FÍSICA

La restauración física de gran magnitud generalmente implica obras ingenieriles muy costosas (aproximadamente US\$100,000 - US\$1,000,000 por hectárea) ya que requieren de asesoramiento de expertos (Johnson et al. 2011). Por otro lado, los datos de los costos de restauración de un encallamiento de barco en el Caribe, el cual implica la restauración física del sitio, sugiere costos entre US\$ 2 millones y 6.5 millones por hectárea.

## CAPÍTULO 6

### **EL MANEJO DEBE PROMOVER LOS SERVICIOS DE PROTECCIÓN COSTERA**

El deterioro de los arrecifes de coral a nivel mundial exige una reevaluación urgente de las prácticas actuales de manejo. El manejo para mejorar la resiliencia al incorporar el papel de la actividad humana en la configuración de los ecosistemas, proporciona una base para hacer frente a la incertidumbre, los cambios futuros y las consternaciones ecológicas (Bellwood et al. 2014). Reducir los impactos y las amenazas a los arrecifes que protegen las costas antes de que se degraden, es un enfoque mucho más rentable a fin de mantener los servicios de protección brindados por los arrecifes (World Bank 2016).

Los arrecifes enfrentan amenazas cada vez mayores, pero existe la oportunidad de orientar las inversiones de adaptación y mitigación de riesgos hacia la restauración de arrecifes a fin de fortalecer esta primera línea de defensa costera (Simard et al. 2016). El hecho de que se pierdan la salud del arrecife y los servicios de protección contra las olas, va a depender en gran medida en que tan bien sean reducidas y manejadas las amenazas antropogénicas. Actualmente, el manejo de los arrecifes es deficiente en muchas áreas, aunque también se realizan esfuerzos para mejorarlo (Burke et al. 2011).

Los esfuerzos de conservación y restauración de arrecifes de coral enfocados en brindar beneficios de reducción de riesgos y adaptación requieren que los esfuerzos de conservación se centren en los arrecifes cercanos a las personas que se benefician directamente de dichos esfuerzos. Por lo tanto, acoplar la restauración activa con estrategias de manejo de arrecifes es esencial para el éxito significativo de la restauración a largo plazo de los arrecifes degradados (Fabian et al. 2013).

## AMENAZAS A SER ABORDADAS PARA EL ÉXITO DE LA RESTAURACIÓN

La investigación destaca la necesidad fundamental de abordar los factores de estrés locales existentes antes de implementar proyectos de restauración, de lo contrario los esfuerzos de restauración pueden fracasar (Johnson et al. 2011). Al diseñar e implementar proyectos de restauración, es importante considerar el control de amenazas locales como ser, la contaminación, la pesca excesiva y la pesca destructiva, el desarrollo costero y los impactos del turismo recreativo. Asimismo, se debe considerar una planificación adaptada al cambio climático. Además, en vista que el deterioro de los arrecifes ocurre comúnmente en respuesta a combinaciones de diferentes factores de estrés actuando simultáneamente, las acciones de restauración y conservación se deben diseñar en un marco de manejo amplio que apunte a mitigar la combinación de amenazas presentes a escala local y regional. Por ejemplo, Suchley y Álvarez-Filip (2018), pronosticaron para el Caribe mexicano que, a pesar de la creciente extensión de las áreas marinas protegidas en la región, los sitios altamente degradados con muy poca cobertura de coral se van a volver cada vez más comunes a menos que se controlen las amenazas de origen terrestre. Sin embargo, el manejo integrado de costas, particularmente si se combina con una prohibición regional de la extracción de peces herbívoros, puede mitigar los impactos negativos de los desarrollos planificados y mejorar la cobertura de coral a escala local y regional más allá de los niveles actuales (Suchley y Álvarez-Filip 2018).

### CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN

La mala calidad del agua, debido a la contaminación, es un factor importante en el fracaso de la restauración de arrecifes (Young et al. 2012) y en el deterioro del coral, en general. Por lo tanto, las acciones para mejorar la calidad del agua son fundamentales en los esfuerzos de restauración de arrecifes. El control de la sedimentación y nutrientes en las aguas costeras ayuda a mejorar las condiciones para el reclutamiento, asentamiento y crecimiento de los corales. Además, la investigación destaca el efecto que tiene la mala calidad del agua en la reducción de la tolerancia térmica de los corales (Wooldridge 2009), destacando la necesidad crítica de tratar el agua a fin de apoyar los esfuerzos de conservación y restauración de los arrecifes de coral.

La deforestación y las prácticas agrícolas pueden ocasionar escorrentía de sedimentos, nutrientes y pesticidas hacia los ríos y eventualmente a las aguas costeras. Los sedimentos pueden sofocar y matar a los corales. Los niveles excesivos de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en las aguas costeras pueden conducir a la eutrofización donde las floraciones de fitoplancton impiden el paso de la luz hasta los corales, o pueden estimular el crecimiento de algas que pueden competir con los corales o crecer encima de ellos. Esta situación también puede ocasionar hipoxia, donde la

descomposición de las algas y otros organismos consume todo el oxígeno del agua, creando "zonas muertas".

Las aguas residuales y los desechos sólidos también amenazan la supervivencia de los arrecifes de coral. Para mantener la calidad del agua costera y reducir los nutrientes y toxinas que llegan a los arrecifes coralinos, las aguas residuales (aguas negras y efluentes industriales) deben ser tratadas y controladas. Idealmente, las aguas residuales se deben tratar a nivel terciario (nivel alto de eliminación de nutrientes). El tratamiento terciario proporciona una etapa de tratamiento final para mejorar la calidad del efluente antes de descargarlo al entorno receptor. Sin embargo, dicho tratamiento es a menudo demasiado costoso para muchas comunidades costeras sin la ayuda de donantes externos (Burke et al. 2011). La industria del turismo puede desempeñar un papel importante en mejorar el manejo de las aguas residuales, mediante el tratamiento terciario y el uso de productos de higiene y limpieza biodegradables por parte de la industria del turismo, a fin de reducir la contaminación por parte de sustancias químicas nocivas que se filtran al agua costera.

Existen algunas soluciones provisionales menos costosas como ser el manejo del flujo y la descarga de aguas residuales. Dichas opciones de manejo incluyen redirigir el efluente hacia estanques de sedimentación para el

filtrado natural por vegetación, o enrutar la descarga lejos de la costa, lejos de los arrecifes. Una mejor recolección y tratamiento de las aguas residuales proveniente de los asentamientos costeros, beneficia tanto a los arrecifes como a las personas a través de una mejor calidad del agua y la reducción del riesgo a infecciones bacterianas, proliferación de algas tóxicas y muerte de peces (Burke et al. 2011).

La contaminación terrestre se puede abordar mediante una variedad de políticas, planes y prácticas de manejo del uso del suelo. Incluyendo mejores prácticas agrícolas para reducir la erosión y escorrentía, mejorar la eficiencia de los fertilizantes, conservar los ecosistemas costeros (manglares y pastos marinos) que filtran y atrapan los sedimentos y nutrientes antes de llegar a los arrecifes, y mantener de la vegetación a lo largo de los ríos a fin de reducir la escorrentía de nutrientes y sedimentos en las vías fluviales. La agrosilvicultura y la reforestación pueden reducir en gran medida la liberación de nutrientes y sedimentos a las vías fluviales y mejorar la confiabilidad del suministro de agua durante todo el año. El manejo integrado de zonas costeras también es una herramienta importante para abordar los problemas de los impactos del uso del suelo en ecosistemas costeros.

La contaminación marina se puede abordar a través del desarrollo de infraestructura en los puertos para eliminar los desechos generados por los buques; mejorar los sistemas de tratamiento de aguas residuales en cruceros y buques de carga; desviar las rutas de navegación lejos de los arrecifes; eliminar las aguas de lastre en alta mar para reducir la propagación de especies invasoras en las aguas costeras; y desarrollar planes de contingencia efectivos para los derrames de petróleo.

**“Al diseñar e implementar proyectos de restauración, es importante considerar el control de amenazas locales como ser, la contaminación, la pesca excesiva y la pesca destructiva, el desarrollo costero y los impactos del turismo recreativo.”**



Se debe priorizar la eliminación de cantidades masivas de *Sargassum spp.* que llegan hasta las playas, a fin de prevenir efectos adversos en las comunidades marinas cercanas a la costa (aumentos de nitrógeno y fósforo, anoxia y reducción de la luz). Se requiere urgentemente de pautas para la eliminación y desecho adecuado, ya que las prácticas inadecuadas de limpieza de playas causan erosión, ya que, inevitablemente, se eliminan grandes cantidades de arena junto con la biomasa de algas (Van Tussenbroek et al. 2017).

Los países en cuyas costas hay arrecifes coralinos, deben adoptar y hacer cumplir legislaciones nacionales incorporando acuerdos internacionales sobre contaminación marina con el propósito de ayudar a reducir las amenazas marinas a los arrecifes. Además de MARPOL, otros tratados de la Organización Marítima Internacional (OMI) incluyen el Convenio y el Protocolo de Londres y el Convenio internacional sobre cooperación, preparación y lucha contra la contaminación por hidrocarburos (OPRC), que abordan la eliminación de desechos y los derrames de hidrocarburos en el mar, respectivamente (Burke et al. 2011).

## ELIMINACIÓN DE LA PESCA EXCESIVA/PESCA DESTRUCTIVA

El manejo de la pesca puede adoptar muchas formas, incluyendo vedas estacionales para proteger los sitios de reproducción; restricciones sobre dónde y cuántas personas pueden pescar; y restricciones sobre el tamaño o cantidad de peces que se pueden capturar o los tipos de artes de pesca que se pueden usar. Las áreas cerradas a la pesca generan una rápida recuperación, con más y más peces dentro de sus límites, beneficios asociados para los corales y otras especies, y el “desbordamiento” de las poblaciones de peces adultos fuera del perímetro que pueden mejorar las pesquerías en áreas adyacentes. En todos los casos, el tamaño y ubicación de las zonas de no pescas son factores importantes para lograr el éxito. Además, el cumplimiento y el apoyo y participación de las comunidades es fundamental para un manejo efectivo (Burke et al. 2011).

El control de las prácticas de pesca destructiva es importante para proteger el marco arrecifal. Los métodos de pesca destructivos incluyen el uso de explosivos para matar o aturdir a los peces (pesca con dinamita). Esto puede reducir los corales a escombros, destruyendo grandes secciones de arrecife. El cianuro también se usa para aturdir y capturar peces, pero igualmente afecta a los corales. Algunos tipos de artes de pesca, incluidas las redes agalleras y redes de tiro (chinchorros de playa), también pueden dañar los ecosistemas de arrecifes. Por lo tanto, es necesario contar con políticas y acciones de manejo que controlen las prácticas de pesca destructivas que afectan a los arrecifes coralinos.

Otra estrategia de manejo fundamental para mantener arrecifes saludables es controlar la sobreexplotación de los organismos herbívoros. Cuando los herbívoros se agotan, especialmente en combinación con la contaminación del agua costera puede ocurrir un cambio de fase donde el sistema pasa de ser dominado por corales a ser dominado por algas. Las poblaciones sanas de herbívoros no solo controlan las macroalgas, sino que pueden aumentar las poblaciones de algas crustosas coralinas, las cuales un sustrato importante para el asentamiento del coral, pueden aumentar el crecimiento y reclutamiento, y a la vez disminuir la mortalidad coralina (Hughes et al. 2007; Burkepile y Hay 2008).

Los manejadores de arrecifes pueden controlar la sobrepesca de herbívoros mediante la creación de áreas

marinas protegidas, y por medio de estrategias y la implementación de un marco legal para el manejo de las pesquerías. Las herramientas de manejo de pesquerías que apoyan la protección de herbívoros incluyen: vedas en ciertas áreas, restricciones de artes de pesca, vedas de especies de herbívoros, vedas en ciertas épocas (después de un evento de blanqueamiento o daño por tormentas) y restauración de las poblaciones de herbívoros.

Además de controlar la pesca excesiva y las prácticas de pesca destructiva, los manejadores de arrecifes pueden priorizar los esfuerzos de restauración en áreas con altos niveles de herbivoría natural (pastoreo intenso) para promover la supervivencia y crecimiento de los corales plantados. Es sugerible que las investigaciones a futuro incluyan la identificación de la composición ideal de la comunidad de herbívoros que proporcione suficiente herbivoría para la recuperación de los arrecifes (Hunt y Sharp 2014). Dichos estudios se deben combinar con una investigación más amplia que evalúe procesos ecológicos importantes (niveles de herbivoría, reclutamiento, composición de comunidades de peces y organismos benthicos) y características del sitio (calidad del agua, tasas de sedimentación, temperatura, etc.), en los sitios de restauración existentes, a fin de determinar los factores clave que influyen en el éxito de los trasplantes (Hunt y Sharp 2014).

## MANEJO DEL DESARROLLO COSTERO

El manejo del desarrollo costero es importante para mantener los arrecifes de coral saludables, frente a los impactos potenciales de un desarrollo costero mal planificado. Los impactos de este tipo de desarrollo incluyen: construcción de muelles, diques y canales que destruyen los corales; remoción de la estructura del arrecife lo cual puede exacerbar la erosión, retracción de la playa y sedimentación, y alterar el flujo hidrodinámico; descarga de aguas residuales y descargas industriales. Además, el desarrollo mal planificado que causa la destrucción de los arrecifes, genera como consecuencia, la reducción de los beneficios socioeconómicos que brindan los arrecifes, incluida la protección costera y, potencialmente, disminución en los ingresos del turismo.

Los impactos del desarrollo costero pueden reducirse en gran medida con una planificación y la implementación de regulaciones efectivas. El manejo integrado de las zonas costeras (MIZC) es una estrategia importante para implementar usos ambiental, cultural y económicamente sostenibles de la zona costera. Es crucial porque fomenta

la colaboración de las diversas agencias reguladoras que supervisan el desarrollo costero y las partes interesadas del sector privado.

Según The Coral Reef Alliance (2005), se han identificado varias estrategias para proteger los arrecifes coralinos del desarrollo no planificado o mal planificado: Evaluar si existen medidas de manejo de recursos que pueden apoyar el manejo de recursos costeros; involucrar a los actores locales en la planificación e implementación de políticas; recopilar datos de referencia sobre entornos costeros, recursos y esfuerzos de manejo; crear y hacer cumplir un marco legal e institucional sólido, que incluya incentivos económicos para apoyar los comportamientos deseados; desarrollar asociaciones sólidas de manejo costero a nivel local y nacional; establecer áreas marinas protegidas, realizar evaluaciones de impacto ambiental (EIA) para todos los proyectos de desarrollo costero; evaluar y monitorear los contaminantes que entran a las aguas costeras e implementar medidas de control de la contaminación.

Los enfoques específicos de planificación y manejo que respaldan el MIZC incluyen planes y reglamentos de zonificación del uso del suelo, protección de hábitats costeros (manglares, etc.), distanciamiento que restringe el desarrollo a una distancia fija de la costa, manejo de cuencas, mejoramiento de la recolección y tratamiento de aguas residuales y desechos sólidos, y manejo del turismo a niveles sostenibles. Estos enfoques reducen la necesidad de futuras soluciones de ingeniería costera al permitir el movimiento natural de las playas y la vegetación a lo largo del tiempo, evitando consecuencias indeseadas y costos adicionales (Burke et al. 2011).

---

## “Los usuarios recreativos y los operadores turísticos

tienen un papel importante que desempeñar en el manejo de los arrecifes de coral.”

---

## MANEJO DE LOS IMPACTOS TURÍSTICOS

Los usuarios recreativos y los operadores turísticos tienen un papel importante que desempeñar en el manejo de los arrecifes de coral. Los impactos en los arrecifes de coral causados por el uso recreativo y el turismo pueden incluir daños por anclaje, ruptura de corales por nadadores y buzos, desechos sólidos, cambios en el comportamiento animal debido a las interacciones humanas, y descarga de aguas residuales. El uso recreativo se puede administrar de manera efectiva estableciendo límites para el uso sostenible, manejando y controlando las actividades en el arrecife y fomentando mejores prácticas. Las estrategias de manejo para respaldar el uso recreativo incluyen: limitar el número de turistas que visitan los arrecifes de acuerdo con la capacidad de carga; regular las actividades marinas (Por ejemplo, establecer y hacer cumplir los límites y tallas de captura de la pesca); promover el cumplimiento y la aplicación de la ley; instalación de boyas; e implementar campañas educativas sobre el comportamiento ambiental adecuado, además de proporcionar sitios alternos para actividades turísticas como el Museo Subacuático de Arte (MUSA) en Cancún.

Los proyectos de restauración de corales pueden brindar oportunidades importantes para involucrar a las comunidades locales y los turistas en la conservación de los arrecifes. Por lo tanto, los profesionales de la restauración pueden asociarse con tiendas de buceo locales y agencias de turismo para trabajar en conjunto en crear conciencia sobre las amenazas que enfrentan los corales, las buenas prácticas de buceo y participar en actividades que apoyan la conservación y restauración de los arrecifes coralinos.

## ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO

Controlar los impulsores del cambio climático, específicamente reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, es esencial para proteger los arrecifes de coral en el futuro. Si bien está fuera del alcance de la mayoría de los manejadores de arrecifes, estas personas pueden ser voceros importantes para exigir una reducción de los niveles de CO<sub>2</sub> en la atmósfera a fin de evitar la pérdida de los arrecifes de coral y los beneficios que nos brindan.

Es probable que el cambio climático aumente el régimen de perturbación de los arrecifes de coral, y el destino de los ecosistemas de arrecifes de coral se determina

cada vez más por su potencial de recuperación y el mantenimiento a largo plazo de la estructura, función, y los bienes y servicios. Por lo tanto, es fundamental que los administradores prioricen los esfuerzos de manejo para restaurar y mantener la capacidad de recuperación de los arrecifes coralinos. Las estrategias específicas incluyen: manejar los factores de estrés locales en los arrecifes (a través de AMP, manejo de pesquerías, MIZC); asegurar la conectividad dentro y entre las áreas protegidas para mantener la diversidad, las poblaciones de peces y la resiliencia ecológica; protección de los refugios naturales (áreas donde los arrecifes de coral están posicionados para sobrevivir los impactos climáticos futuros); e implementar un manejo adaptativo basado en el monitoreo y evaluación de las prácticas de manejo.

### PROMOCIÓN DE ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS (AMP)

Las AMP son una herramienta de manejo crítica para apoyar la resiliencia de los arrecifes (Hughes et al. 2003; Bellwood et al. 2004; Mora et al. 2006), ya que las investigaciones sugieren que la reducción de los factores de estrés locales puede aumentar la resiliencia del coral al cambio climático (Carilli et al. 2009). Las AMP administradas de manera efectiva pueden proteger las especies y hábitats, y mantener los procesos ecológicos, así como la estructura y función de los arrecifes.

Existe una amplia variedad de AMP con diferentes niveles de protección, enfoques de manejo y niveles de explotación permisibles (McClanahan et al. 2006). Los objetivos de manejo van desde el uso cultural de subsistencia, la protección estricta y exclusión de los seres humanos, hasta los enfoques de uso múltiple a gran escala, como la protección de paisajes marinos y uso tradicional de los recursos marinos combinado con ecoturismo (Dudley 2008; Day et al. 2012).

Un componente clave de las AMP son las zonas de recuperación (ZR) o áreas donde no es permitido pescar. Las ZR son áreas del mar protegidas de toda actividad extractiva y destructiva. Permiten que las especies marinas, especialmente las sujetas a pesca, vivan más tiempo, crezcan más y se reproduzcan más a través del efecto de desbordamiento de adultos, juveniles y larvas hacia las áreas adyacentes. La implementación de una red de ZR produce mayores beneficios que el establecimiento de múltiples ZR independientes. Al usar una red de ZR, la capacidad de las especies para moverse entre parches aumenta, ayudando a que los recursos

marinos prosperen incluso cuando los recursos afuera de la red estén agotados o que las ZR individuales hayan sido alteradas (Green et al. 2017). Por lo tanto, las redes ZR bien diseñadas y administradas pueden reducir las amenazas locales y contribuir al logro de múltiples objetivos relacionados con el manejo de la pesca, la conservación de la biodiversidad y la adaptación a los cambios del clima y la química oceánica (Green et al. 2014).

Las AMP son una herramienta importante para manejar las actividades humanas y, en última instancia, reducir los factores de estrés ambiental. Pueden desempeñar un papel clave al reunir a las partes interesadas a fin de implementar las medidas de manejo más adecuadas y aumentar o mantener la resiliencia de los ecosistemas y el uso sostenible de los servicios ecosistémicos (Simard et al. 2016). Además, la evidencia sugiere que algunos arrecifes protegidos se pueden recuperar rápidamente de la perturbación (Mumby y Harborne 2010; Steneck et al. 2014; Mellin et al. 2016; consultar también Selig y Bruno 2010; Graham et al. 2015). Con el propósito de garantizar que las AMP ofrezcan los beneficios previstos, se debe mejorar la efectividad del manejo y el financiamiento a fin de regular las actividades humanas que perjudican los arrecifes y apoyar el cumplimiento de las regulaciones (World Bank 2016).

Las AMP tienen como objetivo proteger los hábitats y la biota del sitio, y por lo tanto pueden proteger los componentes estructurales de hábitats críticos para la protección costera. Sin embargo, son susceptibles a perturbaciones de escala local a global, como las asociadas con el cambio climático (aumento del nivel del mar, aumento de la temperatura del mar, acidificación del mar, magnitud y frecuencia de las tormentas, marejadas, propagación de especies invasoras y cambios en el ámbito de las especies). Las AMP también pueden verse afectadas negativamente por las malas prácticas de uso del suelo (deforestación que ocasiona mayor sedimentación). Por lo tanto, son más efectivas cuando se combinan con marcos de manejo más amplios como el MIZC o la planificación espacial marina para hacer frente a las amenazas que se originan fuera del límite de AMP (amenazas terrestres como la contaminación y sedimentación). En algunos casos, los enfoques de comanejo pueden ofrecer beneficios sociales y ecológicos de protección a las comunidades locales, ya que el manejo diseñado para apoyar los objetivos de la comunidad puede lograr un mayor cumplimiento y éxito en la conservación que los enfoques diseñados principalmente para la conservación de la biodiversidad

(McClanahan et al. 2006).

Cada vez más, se están implementando redes resilientes de AMP para aumentar los beneficios de conservación en áreas más amplias y difundir los riesgos de pérdida potencial de biodiversidad en cualquier área. La ampliación de AMP individuales a redes de AMP resilientes permite proteger especies y hábitats, y mantener la estructura, función, conectividad y procesos ecológicos. La estabilidad a largo plazo de los arrecifes de coral requiere un enfoque holístico y regional para controlar los factores de estrés relacionados con los seres humanos, además del mejoramiento y establecimiento de nuevas AMP (Mora 2008). Se necesita con urgencia mejorar el diseño y manejo de las AMP y las redes de AMP para aumentar la resiliencia de las comunidades costeras y el mantenimiento de los servicios naturales de protección costera (Brock et al. 2012; Dudley et al. 2010; Toropova et al. 2010).

Una necesidad clave de investigación es explorar formas de ampliar los criterios de diseño existentes para las AMP a fin de apoyar los proyectos de restauración de los arrecifes coralinos. A menudo, la protección y restauración no quedan integrados a los programas de manejo (Por ejemplo, la protección contra los factores de estrés antropogénicos puede no ser un requisito previo para la restauración de arrecifes, y la restauración puede no estar considerada en los planes de manejo de AMP; Abelson et al. 2016). Cuando estos factores sí son integrados, los planes de manejo a menudo se desarrollan específicamente para un objetivo de restauración (mejoramiento de la población de especies meta) (NMFS 2016) y no incluyen objetivos de manejo más amplios (biodiversidad, pesca o adaptación al

clima). Al desarrollar planes de restauración que integran múltiples objetivos (restauración, biodiversidad, cambio climático y manejo pesquero), existe mayor probabilidad de controlar los factores de estrés existentes y mayor probabilidad de éxito para los proyectos de restauración.

En resumen, las actividades de restauración se deben llevar a cabo junto con estrategias de manejo locales y regionales que aborden los impactos de fuentes terrestres de contaminación, destrucción del hábitat y pesca excesiva, dado que los esfuerzos de restauración de arrecifes pueden resultar inútiles si no se controla la fuente inicial de degradación. (Jaap 2000; Precht 2006; Young et al. 2012). Las estrategias de manejo existentes (AMP, etc.) no pueden proteger a los corales del estrés térmico o las tormentas, por lo tanto, los investigadores sugieren evitar las actividades de fragmentación y trasplante durante los meses cálidos de verano cuando las temperaturas del agua y la prevalencia de enfermedades y blanqueamiento son mayores, reduciendo la supervivencia de los fragmentos (Young et al. 2012) o durante anomalías de alta o baja temperatura (NMFS 2016). Pero en contraste, estos son los meses en que el mar está en calma y es más fácil llevar a cabo trabajos de restauración en la cresta arrecifal.

El establecimiento de viveros de coral tanto in situ como ex situ en una variedad de lugares reduce el riesgo de impactos (tormentas, eventos de blanqueamiento masivo). Otras recomendaciones incluyen la ubicación estratégica de viveros y sitios de restauración lejos de fuentes terrestres de contaminación, dentro de las AMP o en hábitats más profundos donde los impactos de la temperatura pueden ser menores (Johnson et al. 2011; Schopmeyer et al. 2011).

## **MANEJO, MANTENIMIENTO Y MONITOREO DE SITIOS RESTAURADOS**

### **MANEJO DE UN SITIO RESTAURADO**

La identificación de los agentes o acciones que causan la degradación de los arrecifes es el primer paso para llevar a cabo un esfuerzo de restauración. Muchos proyectos de restauración de ecosistemas han fracasado porque no han tenido en cuenta los factores de estrés que influyen en el sistema. Los arrecifes de coral, especialmente los cercanos a entornos urbanos, están sujetos a factores de estrés antropogénicos, acumulativos y a gran escala. Estos factores de estrés influyen en los arrecifes a diferentes escalas e intensidades, dificultando la identificación de los principales factores de estrés de estos ecosistemas (Precht et al. 2016). Para identificar correctamente los principales factores de estrés, se debe examinar el arrecife individual y su entorno paisajístico en numerosas escalas espaciales y temporales (Precht et al. 2016).

La implementación efectiva de un plan de manejo puede garantizar el mejor manejo holístico posible de un área restaurada. Se debe abordar las amenazas al arrecife e incluir las siguientes medidas:

- Proteger el área restaurada contra daños físicos.
- Mantener estándares adecuados de calidad del agua.
- Regular las actividades de pesca, navegación, esnorquel y buceo en la zona.

La estrategia de manejo debe apoyar los siguientes elementos (Johnson et al. 2011):

- a. Mejor comprensión de la abundancia, tendencias y estructura de la población a través del monitoreo y la investigación experimental.
- b. Desarrollo e implementación de estrategias para el mejoramiento de la población mediante la repoblación y el manejo activo para aumentar la probabilidad de reproducción y aumentar las poblaciones silvestres.
- c. Acciones a nivel de ecosistema para mejorar la calidad del hábitat y restaurar especies clave y procesos funcionales como la herbivoría para sostener colonias adultas y promover el éxito del reclutamiento natural.
- d. Frenar el calentamiento del mar y los efectos de la acidificación en la salud, la reproducción, el crecimiento y posiblemente las enfermedades.
- e. Reducir las amenazas de estrés y mortalidad manejables localmente (depredación, daño físico antropogénico, sedimentación aguda, nutrientes, contaminantes).
- f. Determinación de los factores de riesgo para la salud de los corales y sus interrelaciones e implementar estrategias de mitigación o control para minimizar o prevenir los impactos en la salud de los corales.

## MANTENIMIENTO DE UN SITIO RESTAURADO

El mantenimiento adecuado de un proyecto de restauración puede asegurar su longevidad al proporcionar alertas tempranas sobre ciertos problemas y desencadenar respuestas de manejo adaptables cuando sea necesario.

El mantenimiento básico se debe realizar regularmente

para controlar que especies competidoras o depredadoras de los corales no dañen los corales adheridos a la estructura del arrecife. La frecuencia de los controles regulares se basa en las condiciones ambientales locales. Si la calidad del agua es buena y la presión de la pesca es moderada, es posible que se necesite poco mantenimiento para controlar las macroalgas y los depredadores de coral. Por otro lado, si la calidad del agua es mala y la presión de pesca es alta, se puede necesitar un mantenimiento más frecuente. De hecho, en tales circunstancias, el trasplante puede ser una decisión de alto riesgo que probablemente no sea sostenible (Edwards 2010).

Dependiendo del método de trasplante utilizado y de la cantidad de cuidado realizado, algunos corales pueden desprenderse debido a trastornos físicos (olas, peces, daños por buzos). Además, los peces son atraídos por los trasplantes de coral recién adheridos; algunas especies se alimentan directamente de los pólipos de coral y otras se alimentan de invertebrados incrustados en el esqueleto del coral (Edwards 2010).

Las necesidades de mantenimiento para corales adheridos a estructuras pueden incluir (Basado en Edwards 2010; Johnson et al. 2011):

- Eliminación de algas y otros organismos incrustantes (tunicados, esponjas, hidroides, etc.) a mano o con pequeñas brochas, ya que pueden crecer encima de los trasplantes.
- Eliminación de los depredadores de coral (como caracoles, lombrices de fuego) y/o proteger los trasplantes de los peces, usando jaulas de malla plástica o redes, por varios días después de fijar los trasplantes al sustrato.
- Estabilización de fragmentos rotos o dañados usando epoxi o cemento.
- Aislamiento, remoción o tratamiento de corales enfermos.
- Fijación de trasplantes desprendidos.
- Eliminación de materiales incrustantes sueltos, ya sea en forma de restos flotantes hechos por el hombre (basura, redes de pesca) o artículos naturales como hojas sueltas de algas marinas que puede asfixiar a los nuevos reclutas de coral.

El mantenimiento básico también se debe llevar a cabo regularmente en el sitio con restauración física y/o con mimetismo físico, para garantizar que las estructuras de concreto continúen aseguradas adecuadamente ya que éstas pueden romperse, hundirse y desplazarse durante las tormentas, o erosionarse en la base (World Bank 2016).

Debido a que las actividades de mantenimiento no requieren un amplio conocimiento de biología de corales, la capacitación de voluntarios y buceadores recreativos para ayudar con el mantenimiento es un valioso recurso (Johnson et al. 2011). Los costos de mantenimiento dependen en gran medida de la distancia que se necesite viajar hasta los viveros y los requisitos de la embarcación (Edwards 2010).

### MONITOREO DE UN SITIO RESTAURADO

El monitoreo para apoyar la restauración de coral típicamente se enfoca en la supervivencia y crecimiento de los trasplantes de coral. Se ha desarrollado una guía para el monitoreo de la restauración de arrecifes (<http://www.reefresilience.org/restoration/population-enhancement/monitoring/>).

Es importante tener en cuenta que la mayoría de los planes de monitoreo de arrecifes se desarrollaron para monitorear las condiciones ecológicas y es posible que no se enfoquen en monitorear los servicios de protección costera que brindan los arrecifes. Para monitorear los servicios de protección de arrecifes, es necesario evaluar los siguientes factores: los cambios en la estructura del arrecife, la pérdida de rugosidad del arrecife, la producción de carbonatos y la erosión del marco arrecifal.

Puede ser necesario desarrollar un plan de monitoreo general, que incluya objetivos de monitoreo, actividades, criterios y una estimación de los recursos necesarios. Las actividades de monitoreo también deben incluir los efectos de las acciones de restauración en la protección de la playa y la calidad ambiental.

El monitoreo oceanográfico físico se debe realizar en sitios de encallamiento para ayudar a detectar eventos episódicos que pueden facilitar o dificultar los esfuerzos de recuperación y restauración. Se deben evaluar los siguientes factores para monitorear los servicios de protección provistos por un arrecife restaurado con estructuras artificiales:

- Energía de las olas en la costa
- Tasas de erosión de playas o zona litoral.
- Impactos costeros y daños por tormentas.

ReefBudget es un enfoque no destructivo que evalúa los presupuestos de carbonatos de los arrecifes. Se basa en censos y se enfoca en cuantificar las contribuciones hechas por diferentes grupos de productores y erosionantes biológicos, a la producción neta de carbonatos del marco arrecifal. Las tasas se calculan utilizando datos de cobertura y abundancia del organismo, combinadas con medidas anuales de extensión o tasa de producción. Los datos resultantes proporcionan una medida de las tasas netas de producción de carbonato impulsada biológicamente ( $\text{kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ). Estos datos se pueden integrar a las evaluaciones ecológicas del estado de los arrecifes, para ayudar a monitorear los cambios en las tasas de producción de carbonato biológico y proporcionar información sobre los principales impulsores ecológicos del crecimiento o erosión de los arrecifes. El protocolo ReefBudget y las hojas de cálculo de ingreso de datos en línea se pueden encontrar en <http://www.exeter.ac.uk/geography/reefbudget> (Perry et al. 2012).

Además, es importante establecer un método rutinario para evaluar la condición general del coral en el sitio de restauración para medir el éxito. El monitoreo debe incluir un censo visual de supervivencia, con notas sobre la condición que se puede lograr rápidamente y con un mínimo esfuerzo. El monitoreo debe incluir al menos los siguientes factores/indicadores (English et al. 1997; Edwards y Gómez 2007; Edwards 2010; Johnson et al. 2011; NMFS 2016):

- a. Crecimiento y supervivencia de trasplantes individuales de coral a través del tiempo.
- b. Cambios en la cobertura de coral vivo (% del área en el sitio restaurado) a través del tiempo (utilizando transectos o cuadrantes, etc.).
- c. Cambios en la biodiversidad del sitio de restauración.
- d. Estado (muerto, vivo, perdido, roto) y condición (cantidad de tejido vivo, cantidad de pérdida reciente de tejido, causa sospechosa de pérdida reciente de tejido (enfermedad, depredación), presencia de blanqueamiento/palidez, algas y otro crecimiento excesivo, rotura).
- e. Mortalidad: número de fragmentos o colonias con pérdida completa de tejido,
- f. Fijación o estabilización de fragmentos o colonias: sueltos o cementados a la plataforma, cables/amarres sueltos o intactos.
- g. Calidad del agua: indicadores de la calidad del agua como nutrientes y luz (uso de medidores Hobo) que pueden proporcionar información sobre las condiciones en un vivero.
- h. Mediciones ambientales: temperatura en el sitio de trasplante para establecer el régimen anual de temperatura del sitio y advertencia de temperaturas inusualmente altas. En un evento de calentamiento, es poco lo que puede hacerse, excepto proveer sombra a los trasplantes (cubrir con malla plástica flotante en la superficie del mar), pero al menos se conoce la causa de la mortalidad de los trasplantes de coral.
- i. Crecimiento de algas.

Además del monitoreo sistemático mencionado anteriormente, puede ser útil una simple comprobación del estado del sitio de restauración por parte de un esnorquellista o de un buceador cada cierto número de semanas (Edwards y Gómez 2007). Se recomienda el monitoreo de la temperatura, la velocidad y dirección de corriente, y la salinidad en los sitios de restauración (Miller et al. 1993). Además, el monitoreo de la actividad de desove de colonias y genotipos debe ocurrir después del trasplante (NMFS 2016).



## CAPÍTULO 7

### PLANEACIÓN DE PROYECTOS Y CONSIDERACIONES CLAVE

Antes de embarcarse en un proyecto de restauración física, se debe asignar un tiempo significativo a la planificación estratégica para ayudar a identificar los mejores enfoques que ayuden a alcanzar los objetivos del proyecto. La restauración de los arrecifes de coral para promover los servicios de protección y reducción de riesgos, debe buscar cumplir los objetivos de conservación, gestión de recursos y reducción de riesgos de desastres simultáneamente, y brindar múltiples beneficios socioeconómicos a las comunidades costeras. Es más probable que estos esfuerzos sean efectivos cuando las comunidades locales y los valores sociales y culturales se incorporan a la gestión. La participación de grupos de partes interesadas es fundamental para obtener el apoyo de la comunidad y para gestionar las expectativas de las partes interesadas del proyecto. A continuación, se enumeran las consideraciones clave que son específicas de los proyectos de restauración centrados en la protección costera y la reducción de riesgos.

#### PLANEACIÓN DE PROYECTOS

##### ¿ES LA RESTAURACIÓN DE ARRECIFES EL ENFOQUE CORRECTO?

La primera pregunta que se debe hacer cuando se considera la restauración de los arrecifes de coral es: ¿qué ha causado la degradación del arrecife? Comprender las amenazas principales y los factores estresantes que causan la pérdida de los arrecifes ayuda a determinar si se deben implementar otras estrategias de gestión para mitigar o controlar las amenazas antes de que comience la restauración. Es posible que los enfoques puramente estructurales no necesiten acciones de manejo adicionales, pero los enfoques que incluyen colonias de corales vivos deben tratar de controlar las amenazas que ponen en riesgo la supervivencia, el asentamiento o el crecimiento de los corales previo a iniciar la restauración.

##### ¿ESTÁS REPARANDO O AGREGANDO ESTRUCTURA DE ARRECIFE?

Los proyectos de restauración de arrecifes físicos son apropiados cuando se intenta estabilizar y restaurar la estructura de arrecifes perdida o degradada para respaldar los servicios ecosistémicos críticos proporcionados por la estructura de arrecifes como la protección costera. Se debe considerar que los proyectos que involucran estructuras de concreto pueden ser más riesgosos que los proyectos de restauración ecológica.

### ¿CON QUIÉN NECESITAS TRABAJAR?

Los proyectos de restauración física estructural deben trabajar estrechamente con los siguientes grupos (World Bank 2016):

- Agencias municipales o gubernamentales locales para obtener los permisos necesarios y las evaluaciones de impacto ambiental.
- Profesionales como ingenieros costeros para ayudar en el proceso de diseño y planificación y en la construcción de estructuras artificiales.
- Comunidades locales para reducir los impactos potenciales a la estética del área, lo que puede ser importante para la industria del turismo.
- Practicantes de restauración de arrecifes y manejadores de arrecifes.

### ¿TIENES FINANCIAMIENTO SOSTENIBLE?

Los costos para la restauración de arrecifes varían considerablemente y pueden ser más bajos para los proyectos de restauración ecológica (por ejemplo, la propagación asexual) en comparación con los proyectos de restauración física. Al estimar los costos del proyecto, se deben considerar todos los gastos del proyecto, incluidos: costos de capital (planificación, compras, adquisición de terrenos, construcción, financiamiento), costos de operación (mantenimiento, monitoreo, reparación y reemplazo de equipos) y costos en especie (donaciones o trabajo voluntario). También es importante determinar el tiempo necesario para el mantenimiento y la supervisión a fin de garantizar que las fuentes de financiamiento sean sostenibles y respaldar la supervisión a largo plazo.

## CONSIDERACIONES CLAVE

Los factores generales a considerar para diferentes enfoques incluyen la ubicación en el arrecife, el diseño de la estructura y los materiales utilizados.

### COLOCACIÓN

Los practicantes deben trabajar con expertos para obtener evaluaciones detalladas de la batimetría y la dinámica de las corrientes existente alrededor del arrecife de coral. Los factores naturales pueden dictar dónde se colocan las estructuras, como la geomorfología del hábitat de arrecife disponible o las áreas donde es más probable que se produzca el reclutamiento de coral.

### DISEÑO

Los arrecifes naturales tienen una variedad de formaciones y morfologías que crean formas variadas y espacios pequeños y complejos. Estas formaciones aumentan la rugosidad de los arrecifes que reduce la energía de las olas y promueve la diversidad biológica a través del aumento del hábitat. El diseño y la forma de las estructuras deben intentar imitar las formaciones de arrecifes naturales. La incorporación de principios basados en la naturaleza (por ejemplo, la biomorfología y la geohidrología de los arrecifes existentes, los valores naturales existentes y potenciales) en el diseño de proyectos de restauración puede generar mayores beneficios (Waterman 2008).

### MATERIALES

Los materiales afectan la durabilidad de una estructura, la resistencia a la abrasión y la corrosión, el costo, la disponibilidad, el transporte, el mantenimiento, la estética y los impactos ambientales. Se pueden colocar pilas de rocas en el fondo marino para crear un sustrato que sirva a los corales para establecerse y crecer, o para reemplazar la estructura de arrecife tridimensional. Se sugiere utilizar materiales naturales y de pH neutro, para favorecer el asentamiento de los corales (World Bank 2016).

### COSTOS

Dado que los proyectos de restauración estructural pueden ser costosos, se pueden beneficiar de los análisis de costos económicos que evalúan el retorno de la inversión. Las inversiones incluyen construir estructuras, poner estructuras en su lugar y mantener estructuras.

## CAPÍTULO 8

### RECOMENDACIONES

Esta sección incluye una serie de recomendaciones basadas en los capítulos anteriores para evaluar dónde y cómo realizar la restauración de arrecifes y reducir los riesgos. Estas recomendaciones se centran principalmente en consideraciones de restauración posteriores a daños causados por tormentas. Sin embargo, también son relevantes para otros eventos catastróficos, como el encallamiento de barcos y los eventos masivos de blanqueamiento de coral. A continuación, se presentan las recomendaciones.

1. Identificar los objetivos del proyecto de restauración propuesto (restauración del funcionamiento ecológico, conservación del ecosistema o servicios ecosistémicos, como protección costera (erosión y/o reducción de inundaciones), pesca o turismo/recreación. Para más información, consultar <http://www.reefresilience.org/restoration/project-planning/project-objectives/>.
2. Evaluar las pérdidas e impactos en los arrecifes causados por tormentas y otros peligros naturales y antropomórficos. Cuando sea posible, identificar datos históricos y actuales sobre la condición del arrecife, la altura y la rugosidad. Posterior al encallamiento de un barco, es importante realizar una evaluación rápida y precisa de los daños al arrecife, ya que son necesarios para acceder a las multas monetarias contra los responsables y desarrollar planes de restauración del arrecife.
3. Para los proyectos de protección costera (reducción de riesgos), evaluar los beneficios potenciales de la reducción de inundaciones o erosión aportados por el proyecto de restauración. Esta evaluación requiere datos sobre el clima de las olas en alta mar, batimetría, topografía, rugosidad, condición del arrecife y activos disponibles.
4. Evaluar el grado de protección que proporciona el arrecife coralino a un tramo dado de playa, por ejemplo, mediante la construcción del Índice de Tendencia de Erosión de la Playa (BETI).
5. Realizar un análisis de propagación de olas para comprender cómo viajan las olas y su efecto en la erosión e inundación costera.
6. Evaluar otros factores que contribuyen a las inundaciones, la erosión y la disminución de las condiciones de los arrecifes, incluido el desarrollo a lo largo de la costa (diseños deficientes pueden causar erosión) o contaminación.
7. Determinar los enfoques de restauración de arrecifes de coral más aplicables a los objetivos determinados del proyecto (ecológicos, físicos, híbridos) y si la restauración se alinea con las estrategias generales de manejo del área.
8. Determinar si un enfoque de restauración determinado es logística y financieramente viable en el sitio a largo plazo para garantizar la sostenibilidad del proyecto.
9. Involucrar a grupos de partes interesadas clave (comunidades locales, agencias de manejo costero, agencias de turismo, etc.) desde el principio y durante todo el proceso de planificación.
10. Para la protección costera, es fundamental restaurar la altura y luego la rugosidad. Donde sea necesario restaurar (rápidamente), la altura del arrecife puede ser necesario usar medidas de restauración física. Estas medidas generalmente se enfocan en o cerca de la cresta arrecifal en zonas poco profundas del arrecife donde se produce la mayor cantidad de rompimiento y atenuación del oleaje.
11. Evaluar la viabilidad de trasplantar corales directamente en las crestas de los arrecifes o si es posible una combinación de estructuras artificiales y trasplante de coral.
12. Para estructuras artificiales, trabajar en estrecha colaboración con socios profesionales como organismos gubernamentales, ingenieros costeros y especialistas en restauración para garantizar el uso de buenas prácticas de diseño y construcción y que las estructuras no representen un peligro durante las tormentas fuertes.
13. Donde sea posible, usar materiales que promuevan el crecimiento y asentamiento de organismos marinos, particularmente corales duros y algas coralinas formadoras de costras, y usar materiales naturales o biológicamente amigables (esqueletos/escombros de coral, terracota o concreto de pH neutro).
14. Evitar trasplantar corales durante los meses cálidos del verano, cuando el blanqueamiento y la prevalencia de enfermedades son mayores, durante anomalías de alta o baja temperatura, o durante temporadas de tormentas o actividad de huracanes/ciclones.
15. Promover acciones de manejo de arrecifes para controlar las amenazas, incluidas aquellas que impiden la regeneración natural de los corales (contaminación, sobrepesca, remoción de peces herbívoros, daños físicos, desarrollo costero, etc.).
16. En casos de impactos físicos agudos y daños al arrecife, la restauración directa puede ayudar en gran medida a la recuperación. Esto puede implicar la aplicación de cemento o epoxi a grietas grandes en el marco del arrecife, estabilizar los residuos sueltos o enderezar y volver a fijar corales, esponjas y otros organismos del arrecife.
17. Definir los criterios e indicadores para medir el éxito de la restauración, como el porcentaje de cobertura de coral vivo; abundancia de reclutas de coral o corales juveniles; altura del arrecife y atenuación de las olas (Para más información, consultar <http://www.reefresilience.org/restoration/coral-populations/monitoring/reef-sites/>).

## REFERENCIAS

- **Abelson A, Nelson PA, Edgar GJ, Shashar N, Reed DC, Belmaker J, Krause G, Beck MW, Brokovich E, France R and Gaines SD. 2016.** Expanding marine protected areas to include degraded coral reefs. *Conservation Biology* 30(6): 1182-1191.
- **Acevedo-Ramírez C. 2015.** Análisis de la complejidad arrecifal con métodos acústicos y su efecto en la hidrodinámica. MSc Thesis, CINVESTAV-Mérida, México.
- **Adger WN, Hughes TP, Folke C, Carpenter SR and Rockström J. 2005.** Social-ecological resilience to coastal disasters. *Science* 309(5737):1036-1039.
- **AIMS Long Term Monitoring Program.** <http://www.aims.gov.au/docs/research/monitoring/reef/latest-surveys.html>.
- **Almada-Villela P, Mcfield M, Kramer P, Kramer PR and Arias-Gonzalez E. 2002.** Status of Coral Reefs of Mesoamerica-Mexico, Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua, and El Salvador (chapter 16). In: Wilkinson CR (ed) Status of coral reefs of the world: 2002. GCRMN Report, Australian Institute of Marine Science, Townsville, pp 303-324.
- **Alvarez-Filip L, Carricart-Ganivet JP, Horta-Puga G and Iglesias-Prieto R. 2013.** Shifts in coral-assembly composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific Reports* 3: 3486.
- **Alvarez-Filip L, Côté, IM, Gill JA, Watkinson AR and Dulvy NK. 2011a.** Region-wide temporal and spatial variation in Caribbean reef architecture: is coral cover the whole story? *Global Change Biology* 17(7): 2470-2477.
- **Alvarez-Filip L, Dulvy NK, Gill JA, Côté IM and Watkinson AR. 2009.** Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* 276:3019-25.
- **Alvarez-Filip L, Gill JA and Dulvy NK. 2011b.** Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral Reefs* 30:1051-1060.
- **Anthony KRN, Maynard JA, Diaz-Pulido G, Mumby PJ, Cao L and Hoegh-Guldeberg O. 2011.** Ocean acidification and warming will lower coral reef resilience. *Global Change Biology* 17(5): 1798-1808.
- **Anthony KRN. 2016.** Coral reefs under climate change and ocean acidification: Challenges and opportunities for management and policy. *Annual Review of Environment Resources* 41: 59-81.
- **Arias-González JE, Fung T, Seymour RM, Garza-Pérez JR, Acosta-González G, Bozec YM, and Johnson CR. 2017.** A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS One* 12(4): e0174855.
- **Aronson RB and Precht WF. 2006.** Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs* 25(3):441-450.
- **Baker DM, Rodríguez-Martínez RE and Fogel ML. 2013.** Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs* 32(3): 691-699.
- **Basco D.R., Pope J., 2001.** Shore protection projects. In *Coastal Engineering Manual*, Chapter 3, Part V Coastal Project Planning and Design. Pages 1-110.
- **Barshis DJ, Ladner JT, Oliver TA, Seneca FO, Traylor-Knowles N and Palumbi SR. 2013.** Genomic basis for coral resilience to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(4): 1387-1392.
- **Bayraktarov E, Saunders M, Abdullah S, Mills M, Behr J, Possingham HP, Mumby PJ, and Lovelock CE. 2016.** The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications* 26(4): 1055-1074.
- **Beck MW, Losada IJ, Menéndez P, Reguero BG, Díaz-Simal P, and Fernández F. 2018).** The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications* 9: 2186.
- **Bellwood DR, Goatley CHR, Brandl SJ and Bellwood O. 2014.** Fifty million years of herbivory on coral reefs: fossils, fish and functional innovations. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 281: 20133046.
- **Bellwood DR, Hughes TP, Folke C and Nystrom M. 2004.** Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429: 827-833.
- **Bellwood DR. 1995.** Carbonate transport and within-reef patterns of bioerosion and sediment release by parrotfishes (family Scaridae) on the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* 117(1-3):127-136.
- **Bilyay E, Ozbahceci B, Kiziroglu G and Bacanlı S. 2017.** A new approach to breakwater design-2B Block. *Coastal Engineering Proceedings* 1(35):1-6.
- **Birkmann J, Cardona OD, Carreño ML, Barbat AH, Pelling M, Schneiderbauer S, Kienberger A, Keiler M, Alexander D, Zeil P and Welle T. 2013.** Framing vulnerability, risk and societal responses: the MOVE framework. *Natural hazards* 67(2): 193-211.
- **Blacka MJ, Shand TD, Carley JT and Mariani A. 2013.** A review of artificial reefs for coastal protection in NSW, WRL Technical Report 2012/08, Australia.
- **Blanchon P and Shaw J. 1995.** Reef drowning during the last deglaciation: Evidence for catastrophic sea-level rise and ice-sheet collapse. *Geology* 23: 4-8.

- **Blanchon P, Iglesias-Prieto R, Jordán Dahlgren E and Richards S. 2010.** Arrecifes de coral y cambio climático: vulnerabilidad de la zona costera del estado de Quintana Ro.p. 229-248. In A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutierrez, and J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las Zonas Costeras Mexicanas Ante el Cambio Climático. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514.
- **Blanchon P. 1997.** Architectural variation in submerged shelf-edge reefs: the hurricane-control hypothesis. Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium 1: 547-554.
- **Bowden-Kerby A, Quinn N, Stennet M and Mejia A. 2005.** *Acropora cervicornis* restoration to support coral reef conservation in the Caribbean. NOAA Coastal Zone 05, New Orleans, Louisiana. 8 p.
- **Brander RW, Kench PS and Hart D. 2004.** Spatial and temporal variations in wave characteristics across a reef platform, Warraber Island, Torres Strait, Australia. Marine Geology 207(1): 169-184.
- **Brock RJ, Kenchington E and Martínez-Arroyo A. 2012.** Scientific guidelines for designing resilient marine protected area networks in a changing climate. Commission for Environmental Cooperation, Montréal, Canada. 95 p.
- **Bruckner A, Bruckner R and Hill R. 2009.** Improving restoration approaches for *Acropora palmata*: lessons from the Fortuna Reefer grounding in Puerto Rico. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium 24:1199-1203.
- **Bruno JF and Selig ER. 2007.** Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. PLoS ONE 2(8): e711.
- **Buddemeier RW, Smith SV. 1988.** Coral reef growth in an era of rapidly rising sea level: predictions and suggestions for long-term research. Coral Reefs 7(1): 51-56.
- **Burcharth H.F., Zanuttigh B., Andersen, T.L., Lara J.L., Steendam G.J., Ruol P., Sergent P., Ostrowski R., Silva R., Martinelli L., Nørgaard J.Q.H., Mendoza E., Simmonds D., Ohle N., Kappenberg J., Pan S., Nguyen D.K., Toorman E.A., Prinós P., Hoggart S., Chen Z., Piotrowska D., Pruszek Z., Schönhofer J., Skaja M., Szymkiewicz P., Szymkiewicz M., Leont'yev I., Angelelli E., Formentin S.M., Smaoui H., Bi Q., Sothmann J., Schuster D., Li M., Ge J., Lenzion J., Koftis T., Kuznetsov S., Puente A., Echavarrí B., Medina R., Díaz-Simal P., Rodríguez I.L., Maza M., and Higuera P. 2015.** Chapter 3 - Innovative Engineering Solutions and Best Practices to Mitigate Coastal Risk, Coastal Risk Management in a Changing Climate, Butterworth-Heinemann.
- **Burke L, Bryant D, McManus J and Spalding M. 1998.** Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. World Resources Institute. Washington, D.C. 56 p.
- **Burke L, Reynter K, Spalding M and Perry A. 2011.** Reefs at risk revisited. World Resources Institute. Washington, D.C. 115 p
- **Burkepile DE and Hay ME. 2008.** Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105:16201-16206.
- **Bythell JC, Gladfelter EH and Bythell M. 1993.** Chronic and catastrophic natural mortality of three common Caribbean reef corals. Coral Reefs 12:143-152.
- **Bythell JC, Hillis-Starr ZM and Rogers CS. 2000.** Local variability but landscape stability in coral reef communities following repeated hurricane impacts. Marine Ecology Progress Series 204: 93-100.
- **Carilli JE, Norris RD, Black BA, Walsh SM and McField M. 2009.** Local stressors reduce coral resilience to bleaching. Plos one 4(7): e6324.
- **Carne L, Kaufman L and Scavo K. 2016.** Measuring success for Caribbean acroporid restoration: key results from ten years of work in southern Belize. ICRS Proceedings in review.
- **Carreiro-Silva, M and T.R. McClanahan. 2001.** Echinoid Bioerosion and Herbivory on Kenyan Coral Reef: the Role of Protection from Fishing. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 262: 133-153.
- **CCRIF. 2010.** Enhancing the Climate Risk and Adaptation Fact Base for the Caribbean: Preliminary Results of the Economics of Climate Adaptation Study, Vol. 28 (Caribbean Catastrophic Risk Insurance Facility, 2010).
- **CENAPRED. 2006.** Características e impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en la República Mexicana en el año 2005. Serie Impacto socioeconómico de los desastres en México: 491. [http://www.proteccioncivil.gob.mx/work/models/ProteccionCivil/Resource/375/1/images/no\\_7.pdf](http://www.proteccioncivil.gob.mx/work/models/ProteccionCivil/Resource/375/1/images/no_7.pdf)
- **CENAPRED. 2015.** Impacto socioeconómico de los desastres en México durante 2015: Resumen ejecutivo: 17. <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/340-NO.17-RESUMENEJECUTIVOIMPACTO2015.PDF>
- **Chamberland VF, Vermeij MJA, Brittsan M, Carl M, Schick M, Snowden S, Schrier A and Petersen D. 2015.** Restoration of critically endangered elkhorn coral (*Acropora palmata*) populations using larvae reared from wild-caught gametes. Global Ecology Conservation 4: 526-537
- **Chavanich S, Gomez E, Chou L, Goh B, Tan LT, Tun K, Toh TC, Cabaitan P, Guest J, Ng CSL, Omori M, Thongtham N, Chankong A, Viyakarn V and Zhu W. 2014.** Coral Restoration Techniques in the Western Pacific Region. UNESCO-IOC/WESTPAC, Bangkok Office.
- **Chérubin LM, Kuchinke CP and Paris CB. 2008.** Ocean circulation and terrestrial runoff dynamics in the Mesoamerican region from spectral optimization of SeaWiFS data and a high resolution simulation. Coral Reefs 27(3): 503-519.
- Coastal Engineering Proceedings 47:211-235.
- **Connell JH. 1978.** Diversity in tropical rainforests and coral reefs. Science 199:1302-1309.
- **Coronado CJ, Candela R, Iglesias-Prieto J, Sheinbaum M, López**

- and Ocampo-Torres FJ. 2007. On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs* 26:149 – 163.
- **Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson SJ, Kubiszewski I, Farber S and Turner RK. 2014.** Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152-158.
  - **Day J, Dudley N, Hockings M, Holmes G, Laffoley D, Stolton S and Wells S. 2012.** Guidelines for applying the IUCN Protected area management categories to marine protected areas. Gland, Switzerland: IUCN.
  - **De'ath G, Fabricius KE, Sweatman H and Puotinen M. 2012.** The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *PNAS* 109(44): 17995-17999.
  - **Devlin-Durante MK, Miller MW, Caribbean Acropora Research Group (Carne L, Smith TB, Banaszak AT, Greer L, Irwin A, Fogarty ND, Williams DE), Precht WF and Baums IB. 2016.** How old are you? Genet age estimates in a clonal animal. *Molecular Ecology* 25(22): 5628-5646.
  - **Dudley N, Stolton S, Belokurov A, Krueger L, Lopoukhine N, MacKinnon K, Sandwith T and Sekhran N. 2010.** Natural Solutions: Protected Areas Helping People Cope with Climate Change. IUCN WCPA, TNC, UNDP, WCS, The World Bank and WWF, Gland, Switzerland, Washington DC and New York, USA.
  - **Dudley N. 2008.** Guidelines for applying protected area management categories. Gland, Switzerland. IUCN: 86 p.
  - **Eakin CM, Morgan JA, Heron SF, Smith TB, Liu G, Álvarez-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, Gilligam DS, Ginsburg RN, Gore S, Guzmán HM, Hendee JC, Hernández-Delgado EA, Husain E, Jeffrey CFG, Jones RJ, Jordán-Dahlgreen 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, Mueller EM, Orozco Toro CA, Oxenford HA, Ponce-Taylor D, Quinn N, Ritchie KB, Rodríguez S, Rodríguez Ramirez A, Romano S, Samhoury JF, Sánchez JA, Schmal GP, Shank BV, Skrivning WJ, Steiner SCC, Villamizar E, Walsh SM, Walter C, Weil E, Williams EH, Roberson KW and Yusuf Y. 2010.** Caribbean Corals in Crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and Mortality in 2005. *PLoS ONE* 5(11): e13969.
  - **Ecosystem Services, Elsevier, vol. 21(Part A): 72-80 p.**
  - **Edwards AJ and Gomez ED. 2007.** Reef Restoration Concepts and Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. *Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Programme. St Lucia, Australia.* 38 p.
  - **Edwards AJ. 2010.** Reef rehabilitation manual. *Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program. St Lucia, Australia.* 166 p.
  - **Elliff CI and Silva IR. 2017.** Coral reefs as the first line of defense: shoreline protection in face of climate change. *Marine Environmental Research* 127 (2017): 148-154.
  - **English S, Wilkinson C and Baker V (eds).1997.** Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine Science: 390 p.
  - **Environmental Protection Agency. 2012.** Evaluating the cost effectiveness of restoration. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
  - **Epstein N, Bak RPM and Rinkevich B. 2001.** Strategies for gardening denuded coral reef areas: the applicability of using different types of coral material for reef restoration. *Restoration Ecology* 9(4): 432-442.
  - **Fabian R, Beck MW and Potts DC. 2013.** Reef restoration for coastal defense: A review. Internal report for The Nature Conservancy 58 p.
  - **Fabricius KI. 2008.** Disturbance gradients on inshore and offshore coral reefs caused by a severe tropical cyclone. *Limnology and Oceanography* 53: 690-704.
  - **Ferrario F, Beck MW, Storlazzi CD, Micheli F, Shepard CC and Airoidi L. 2014.** The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications.* 1-9.
  - **Field M, Ogston AS and Storlazzi CD. 2011.** Rising Sea Level May Cause Decline of Fringing Coral Reefs. *Eos* 92(33): 273-280.
  - **Forsman ZH, Page CA, Toonen RJ and Vaughan D. 2015.** Growing coral larger and faster: micro-colony-fusion as a strategy for accelerating coral cover. *PeerJ* 3: e1313.
  - **Franklin GL, Mariño-Tapia I and Torres-Freyermuth A. 2013.** Effects of reef roughness on wave setup and surf zone currents. *Journal of Coastal Research Special Issue* 65: 2005-2010, ISSN 0749-0208.
  - **Franklin GL, Torres-Freyermuth A, Medellín G, Allende-Arandia ME and Appendini CM. 2018.** The role of the reef-dune system in coastal protection in Puerto Morelos (Mexico). *Natural Hazards Earth Systems Science* 18:1247-1260.
  - **Franklin GL. 2015.** Effects of roughness on wave-dominated coral reef environments. PhD Thesis CINVESTAV-Merida, Mexico.
  - **Gallop SL, Young IR, Ranasinghe R, Durrant TH and Haigh ID. 2014.** The large-scale influence of the Great Barrier Reef matrix on wave attenuation. *Coral Reefs* 33(4): 1167-1178.
  - **Gardner TA, Côté IM, Gill JA, Grant A and Watkinson AR. 2003.** Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301: 958-960.
  - **Garrison VH and Ward G. 2012.** Transplantation of storm-generated coral fragments to enhance Caribbean coral reefs: a successful method but not a solution. *Revista de Biología Tropical* 60: 59-70.
  - **Geister J. 1977.** The influence of wave exposure on the ecological zonation of Caribbean reefs. *Proceedings of the Third International Coral Reef Symposium* 1: 23-39.
  - **Gourlay MR. 1994.** Wave transformation on a coral reef. *Coastal engineering* 23(1-2): 17-42.
  - **Gourlay, MR. 1996a.** Wave set-up on coral reefs. 1. Set-up

and wave-generated flow on an idealised two-dimensional horizontal reef. *Coastal Engineering* 27(3-4): 161-193.

- **Gourlay, MR. 1996b.** Wave set-up on coral reefs. 2. Set-up on reefs with various profiles. *Coastal Engineering* 28(1-4): 17-55.
- **Graham NAJ, Jennings S, MacNeil MA, Mouillot D and Wilson SK. 2015.** Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature* 518: 94-97.
- **Green AL, Chollett I, Suárez A, Dahlgren C, Cruz S, Zepeda C, Andino J, Robinson J, McField M, Fulton S, Giro A, Reyes H and Bezaury J. 2017.** Biophysical Principles for Designing a Network of Replenishment Zones for the Mesoamerican Reef System. Technical report produced by The Nature Conservancy, Comunidad y Biodiversidad, A.C., Smithsonian Institution, Perry Institute for Marine Science, Centro de Estudios Marinos, Healthy Reefs Initiative and Universidad Autónoma de Baja California Sur: 59 p.
- **Green AL, Fernandes L, Almany G, Abesamis R, McLeod E, Aliño P, White AT, Salm R, Tanzer J and Pressey RL. 2014.** Designing marine reserves for fisheries management, biodiversity conservation and climate change adaptation. *Coastal Management* 42: 143-159.
- **Guest JR, Baria MV, Gomez ED, Heyward AJ and Edwards AJ. 2014.** Closing the circle: is it feasible to rehabilitate reefs with sexually propagated corals? *Coral Reefs* 33(1): 45-55.
- **Guest JR, Baria MV, Gomez ED, Heyward AJ and Edwards AJ. 2014.** Closing the circle: is it feasible to rehabilitate reefs with sexually propagated corals? *Coral Reefs* 33(1): 45-55.
- **Guest JR, Heyward A, Omori M, Iwao K, Morse ANC and Boch C. 2010.** Rearing coral larvae for reef rehabilitation. In: Edwards A (ed) Reef rehabilitation manual. The Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program, St. Lucia, Australia, ii + p166.
- **Hallegatte S, Green C, Nicholls RJ and Corfee-Morlot J. 2013.** Future flood losses in major coastal cities. *Nature climate change* 3(9): 802-806.
- **Halpern BS, Selkoe KA, Micheli F and Kappel CV. 2007.** Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology* 21:1301-1315.
- **Hardy TA and Young IR. 1996.** Field study of wave attenuation on an offshore coral reef. *Journal of Geophysical Research* 101: 14311-14326.
- **Harmelin-Vivien M and Laboute P. 1986.** Catastrophic impact of hurricanes on atoll outer reef slopes in Tuamotu (French Polynesia). *Coral Reefs* 5: 55-62.
- **Harmelin-Vivien M. 1994.** The effects of storms and cyclones on coral reefs: a review. *Journal of Coastal Research* 12: 211-231.
- **Harris LE. 2009.** Artificial reefs for ecosystem restoration and coastal erosion protection with aquaculture and recreational amenities. *Reef Journal* 1(1): 235-246.
- **Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, Altizer S, Dobson AP, Ostfeld RS and Samuel MD. 2002.** Ecology - Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* 296: 2158-2162.
- **Hawkins SJ, Burcharth HF, Zanuttigh B and Lamberti E. 2010.** Environmental design guidelines for low crested coastal structures. Elsevier. 448 p.
- **Hernández-Terrones L, Rebollo-Vieyra M, Merino-Ibarra M, Soto M, Le-Cossec A and Monroy-Rios E. 2011.** Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollution* 218: 517-528.
- **Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS, Greenfield P, Gomez E, Harvell CD, Sale PF, Edwards AJ, Caldeira K, Knowlton N, Eakin CM, Iglesias-Prieto R, Muthiga N, Bradbury RH, Dubi A and Hatziolos ME. 2007.** Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318: 1737.
- **Hoegh-Guldberg O. 1999.** Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50: 839-866.
- **Hoeke R, Storlazzi C and Ridd P. 2011.** Hydrodynamics of a bathymetrically complex fringing coral reef embayment: wave climate, in situ observations, and wave prediction. *Journal of Geophysical Research* 116: C04018.
- **Hopkinson CS, Lugo AE, Alber M, Covich AP and Van Bloem SJ. 2008.** Forecasting effects of sea-level rise and windstorms on coastal and inland ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 255-263. <http://coral.org/wordpress/wp-content/uploads/2014/02/coastaldev.pdf>
- **Hudson JH and Diaz R. 1988.** Damage survey and restoration of M/V Wellwood grounding site, Molasses Reef, Key Largo National Marine Sanctuary. Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium., Australia. Vol 2: 231-236.
- **Hughes TP, Anderson KD, Connolly SR, Heron SF, Kerry JT, Lough JM, Baird AH, Baum JK, Berumen ML, Bridge TC, Claar DC, Eakin CM, Gilmour JP, Graham NAJ, Harrison H, Hobbs JPA, Hoey AS, Hoogenboom M, Lowe RJ, McCulloch M, Pandolfi JM, Pratchett M, Schoepf V, Torda G and Wilson SK. 2018.** Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science* 359(6371): 80-83. ISSN 0036-8075
- **Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C, Grosberg R, Hoegh-Guldeberg O, Jackson JBC, Kleypas J, Lough JM, Marshall P, Nyström M, Paumbi SR, Pandolfi JM, Rosen B and Roughgarden J. 2003.** Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301: 929-933.
- **Hughes TP, Baird AH, Dinsdale EA, Moltschanivskyj NA, Pratchett MS, Tanner JE and Willis BL. 2012.** Assembly rules of reef corals are flexible along a steep climatic gradient. *Current Biology* 22(8), 736-741.
- **Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-**

- Guldberg O, McCook L, Moltschaniwskij N, Pratchett MS, Steneck RS and Willis B. 2007.** Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current biology* 17: 360-5.
- **Hunt J, Sharp W. 2014.** Developing a Comprehensive Strategy for Coral Restoration for Florida State Wildlife Grant Award T-32-R 1169 Final Report. Tallahassee Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. <https://www.st.nmfs.noaa.gov/coralrestoration/pdf/Hunt%20and%20Sharp%202014.pdf>
  - **IPCC. 2007.** See [www.ipcc.ch/SPM6avr07.pdf](http://www.ipcc.ch/SPM6avr07.pdf).
  - **IPCC. 2013.** Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-30.
  - **IPCC. 2014.** *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Barros VR, Field CB, Dokken DJ, Mastrandrea MD, Mach KJ, Bilir TE, Chatterjee M, Ebi KL, Estrada YO, Genova RC, Girma B, Kissel ES, Levy AN, MacCracken S, Mastrandrea PR, White LL (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 688 p.
  - **Jaap WC. 2000.** Coral reef restoration. *Ecological Engineering* 15(3-4): 345-364.
  - **Jackson JBC, Donovan MK, Cramer KL and Lam W, (editors). 2014.** Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, [org/downloads/caribbean\\_coral\\_reefs\\_status\\_report\\_1970\\_2012.pdf](http://www.iucn.org/downloads/caribbean_coral_reefs_status_report_1970_2012.pdf). 2014.
  - **Jantzen C. 2016.** Coral reef restoration - limitations, challenges and opportunities. Secore. <http://www.secore.org/site/newsroom/article/coral-reef-restoration-limitations-challenges-and-opportunities.149.html>
  - **Johnson ME, Lustic C, Bartels E, Baums IB, Gilliam DS, Larson L, Lirman D, Miller MW, Nedimyer K and Schopmeyer S. 2011.** Caribbean *Acropora* restoration guide: best practices for propagation and population enhancement. The Nature Conservancy, Arlington, VA. 64 p.
  - **Kareiva P, Lalasz R and Marvier M. 2012.** Conservation in the Anthropocene: beyond solitude and fragility. <http://thebreakthrough.org/index.php/journal/past-issues/issue-2/conservation-in-the-anthropocene/>
  - **Kilfoyle AK. 2017.** Exploring the Potential for Artificial Reefs in Coral Reef Restoration: Responses and Interactions of Associated Biota to Varying Experimental Treatments in the Mexican Caribbean (Doctoral dissertation, Nova Southeastern University).
  - **Kleypas JA and Yates KK. 2009.** Coral reefs and ocean acidification. *Oceanography* 22: 108-117.
  - **Knight D, LeDrew E and Holden H. 1997.** Mapping submerged corals in Fiji from remote sensing and in situ measurements: applications for integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management* 34(2): 153161-159170.
  - **Koerner RM. 2016.** *Geotextiles: from design to applications*. Elsevier, The Netherlands. 617 p.
  - **Kramer P, Mcfield M, Alvarez-Filip L, Drysdale I, Rueda M, Pott R and Giro A. 2015.** Reporte de la salud ecológica del Arrecife Mesoamericano 2015. Healthy Reefs Initiative: 29 p.
  - **Kron W. 2013.** Coasts: the high-risk areas of the world. *Natural hazards* 66(3): 1363-1382.
  - **Lirman D and Schopmeyer S. 2016.** Ecological solutions to reef degradation: optimizing coral reef restoration in the Caribbean and Western Atlantic. *PeerJ* 4: e2597.
  - **Lowe RJ, Falter JL, Bandet MD, Pawlak G, Atkinson MJ, Monismith SG and Koseff JR. 2005.** Spectral wave dissipation over a barrier reef. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 110: C04001.
  - **Loya Y, Sakai K, Yamazato K, Nakano Y, Sambali H and van Woesik R. 2001.** Coral bleaching: the winners and the losers. *Ecology letters* 4(2): 122-131.
  - **Lugo-Fernández A, Roberts HH and Suhayda JN. 1998.** Wave transformations across a Caribbean fringing-barrier coral reef. *Continental Shelf Research* 18(10): 1099-1124.
  - **Maina J, De Moel H, Zinke J, Madin J, McClanahan T and Vermaat JE. 2013.** Human deforestation outweighs future climate change impacts of sedimentation on coral reefs. *Nature communications* 4: 1986.
  - **Mallela J and Perry CT. 2007.** Calcium carbonate budgets for two coral reefs affected by different terrestrial runoff regimes, Rio Bueno, Jamaica. *Coral reefs* 26(1): 129-145.
  - **Manu K and Rao S. 2013.** Performance of submerged reef of concrete cubes. *International Journal of Chemical, Environmental & Biological Sciences* 1(4): 643-636.
  - **Maya PHM, Smit KP, Burt AJ and Frias-Torres S. 2016.** Large-scale coral reef restoration could assist natural recovery in Seychelles, Indian Ocean. *Nature Conservation* 16: 1.
  - **McClanahan TR, Marnane MJ, Cinner JE and Kiene WE. 2006.** A comparison of marine protected areas and alternative approaches to coral-reef management. *Current Biology*. 16(14):1408-1413.
  - **Mellin C, MacNeil A, Cheal AJ, Emslie MJ and Julian Caley M. 2016.** Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecology letters* 19(6): 629-637.
  - **Mendoza E, Rios A, Mariño-Tapia I and Silva R. 2018.** Energy flux damping due to coral reefs using modular organic-shaped 3D printed elements. 36th International Conference on Coastal Engineering Abstracts 1438.
  - **Metcalfe CD, Beddows PA, Bouchot GG, Metcalfe TL, Li H and Van Lavieren H. 2011.** Contaminants in the coastal karst aquifer

- system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution* 159(4): 991-997.
- **Micheli F, Mumby PJ, Brumbaugh DR, Broad K, Dahlgren CP, Harborne AR, Holmes KE, Kappel CV, Litvin SY and Sanchirico JN. 2014.** High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 171:186-194.
  - **Miller SL, McFall GB, and Hulbert AW. 1993.** Guidelines and Recommendations for Coral Reef Restoration in the Florida Keys National Marine Sanctuary. National Undersea Research Center, University of North Carolina at Wilmington, Wilmington.
  - **Milliman JD. 1993.** Production and accumulation of calcium carbonate in the ocean: budget of a nonsteady state. *Global Biogeochemical Cycles* 7(4): 927-957.
  - **Moberg F and Folke C. 1999.** Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29: 215-233.
  - **Mora C, Andrefouet S, Costello M, Kranenburg S, Rollo A, Veron J, Gaston KJ and Myers RA. 2006.** Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science* 312: 1750-1751.
  - **Mora C. 2008.** A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society* 275: 767-773.
  - **Moran DK, Salles P, Sanchez JC and Espinal JC. 2007.** Beach nourishment evolution in the Cancun beach, Quintana Roo, Mexico. Sixth international symposium on coastal engineering and science of coastal sediment process, New Orleans, Louisiana, United States. *Am. Soc. Civil Eng.* 2279-2291.
  - **Mumby PJ, and Harborne AR. 2010.** Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 5(1): e8657.
  - **Mumby PJ, Hastings A and Edwards HJ. 2007.** Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature* 450(7166): 98-101.
  - **Muttray M and Reedijk J. 2008.** Design of concrete armour layers. *Hansa. International Maritime Journal* 146(6): 111-118.
  - **Nakamura R, Ando W, Yamamoto H, Kitano M, Sato A, Nakamura M, Kayanne H and Omori M. 2011.** Corals mass-cultured from eggs and transplanted as juveniles to their native, remote coral reef. *Marine Ecology Progress Series* 436:161-168.
  - **Neumann B, Vafeidis AT, Zimmermann J and Nicholls RJ. 2015.** Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding-a global assessment. *PloS one* 10(3): e0118571.
  - **NMFS. 2016.** Management Plan for Caribbean *Acropora* Population Enhancement. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southeast Regional Office, Protected Resources Division.
  - **Okamoto M, Nojima S, Fujiwara S and Furushima Y. 2008.** Development of ceramic settlement devices for coral reef restoration using in situ sexual reproduction of corals. *Fisheries Science* 74: 1245-1253
  - **Omori M. 2011.** Degradation and restoration of coral reefs: experience in Okinawa, Japan. *Marine Biology Research* 7(1): 3-12.
  - **Pascal N, Allenbach M, Brathwaite A, Burke L, Le Port G and Clua E. 2016.** Economic valuation of coral reef ecosystem service of coastal protection: a pragmatic approach.
  - **Perry CT, Alvarez-Filip L, Graham NA, Mumby PJ, Wilson SK, Kench PS, Manzello DP, Morgan KM, Slangen AB, Thomson DP, Januchowski-Hartley F. 2018.** Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea-level. *Nature* 588, 396-400 p.
  - **Perry CT, Edinger EN, Kench PS, Murphy GN, Smithers SG, Steneck RS and Mumby PJ. 2012.** Estimating rates of biologically driven coral reef framework production and erosion: A new census-based carbonate budget methodology and applications to the reefs of Bonaire. *Coral Reefs* 31(3): 853-868.
  - **Perry CT, Murphy GN, Kench PS, Edinger EN, Smithers SG, Steneck RS and Mumby P J. 2014.** Changing dynamics of Caribbean reef carbonate budgets: emergence of reef bioeroders as critical controls on present and future reef growth potential. *Proceeding of the Royal Society B* 281(1796): 2014-2018.
  - **Perry CT, Murphy GN, Kench PS, Smithers SG, Edinger EN, Steneck RS and Mumby PJ. 2013.** Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature communications* 4: 1402.
  - **Precht WF, Gintert BE, Robbart ML, Fura R, Van Woesik R. 2016.** Unprecedented disease-related coral mortality in Southeastern Florida. *Scientific Reports* 6: 31374.
  - **Precht WF. 2006.** Coral reef restoration handbook. Boca Raton, Florida: CRC Press Taylor & Francis Group, LLC.
  - **Quinn NJ and Kojis BL. 2006.** Evaluating the potential of natural reproduction and artificial techniques to increase *Acropora cervicornis* populations at Discovery Bay, Jamaica. *Revista de Biología Tropical* 54:105-116.
  - **Quinn NJ, Kojis BL and Bowden-Kerby A. 2005.** Assessing the potential for natural recovery and coral restoration techniques for enhancing coral habitat in Jamaica. *Oceans* 3: 2752-2759.
  - **Reeve D, Chadwick A and Fleming C. 2004.** Coastal engineering: processes, theory and design practice. CRC Press. 416 p.
  - **Reguero BG, Beck MW, Agostini VN, Kramer P, and Hancock B. 2018.** Coral reefs for coastal protection: A new methodological approach and engineering case study in Grenada. *Journal of Environment Management* 210:146-161.
  - **Renaud FG, Sudmeier-Rieux K and Estrella M, eds. 2013.** The role of ecosystems in disaster risk reduction. United Nations University Press. 486 p.
  - **Resio DT and Westerink JJ. 2008.** Modelling the physics of storm surges. *Physics Today* 61: 33-38.
  - **Reyes-Bonilla E, Cupul-Magaña AL and Vázquez-Vera WL. 2009.** Estudio para establecer la capacidad de carga turística y límites de cambio aceptable para las actividades recreativas del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Informe Final. Universidad Autónoma de Baja California Sur: 107.

- **Roberts HH. 1980.** Physical processes and sediment flux through reef-lagoon systems. *Coastal Engineering* n.17: 946-962.
- **Rodríguez-Martínez RE, Banaszak AT, Mcfield MD, Beltran-Torres AU and Alvarez-Filip L. 2014.** Assessment of *Acropora palmata* in the Mesoamerican Reef System. *PLoS ONE* 9: e96140.
- **Roeber V and Bricker JD. 2015.** Destructive Tsunami-like Wave Generated by Surf Beat over a Coral Reef during Typhoon Haiyan. *Nature Communications*. Nature Publishing Group: 7854. doi:10.1038/ncomms8854.
- **Rogers CS. 1992.** A matter of scale: damage from Hurricane Hugo (1989) to U.S. Virgin Islands reefs at the colony, community, and whole reef level. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium* 1:127-133.
- **Rogers CS. 1993.** Hurricanes and coral-reefs: the intermediate disturbance hypothesis revisited. *Coral Reefs* 12: 127-137.
- **Rogers JS, Monismith SG, Dunbar BD and Kowek R. 2016.** Wave dynamics of a Pacific atoll with high frictional effects. *Journal of Geophysical Research – Oceans* 121: 350-367.
- **Ruiz de Alegría-Arzaburu A, Mariño-Tapia I, Enríquez C, Silva R and González-Leija M. 2013.** The role of fringing coral reefs on beach morphodynamics. *Geomorphology* 198: 69-83.
- **Schopmeyer S, Lirman D, Bartels E, Byrne J, Gilliam D, Hunt J, Johnson M, Larson E, Maxwell, K, Nedimyer K and Walter C. 2011.** In-situ coral nurseries serve as vital repository for genetic material: implications for coral reef restoration after an extreme cold-water event in the Florida Reef Tract. *Restoration Ecology*, 20: 696-703.
- **Selig ER and Bruno JF. 2010.** A global analysis of the effectiveness of marine protected areas in preventing coral loss. *PLoS ONE* 5: e9278.
- **Shafir S, Van Rijn J and Rinkevich B. 2006.** Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration activities. *Marine Biology* 149: 679-687
- **Sheppard C, Dixon DJ, Gourlay M, Sheppard A and Payet R. 2005.** Coral mortality increases wave energy reaching shores protected by reef flats: Examples from the Seychelles. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64: 223-234.
- **Sheremet A, Kaihatu JM, Su SF, Smith ER and Smith JM. 2011.** Modeling of nonlinear wave propagation over fringing reefs. *Coastal Engineering* 58: 1125-1137.
- **Shinn EA. 1976.** Coral reef recovery in Florida and the Persian Gulf. *Environmental Geology* 1: 241-254.
- **Silva R, Mendoza E, Mariño-Tapia I, Martínez ML and Escalante E. 2016.** An artificial reef improves coastal protection and provides a base for coral recovery. *Journal of Coastal Research* 75(sp1): 467-471.
- **Silva-Casarin R, Mendoza-Baldwin E, Escalante-Mancera E, Marino-Tapia I and Ruiz-Rentería F. 2009.** Wind waves induced by hurricane Wilma in Puerto Morelos, Quintana Roo, Mexico. *Ingeniería hidráulica en México*, 24(2): 93-109.
- **Simard F, Laffoley D and Baxter JM (eds.). 2016.** *Marine Protected Areas and Climate Change: Adaptation and Mitigation Synergies, Opportunities and Challenges*. Gland, Switzerland: IUCN: 52.
- **Souter DN and Wilkinson CR (eds.). 2008.** *Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005* (vol. 148). Global Coral Reef Monitoring Network.
- **Spalding M, Burke L, Wood SA, Ashpole J, Hutchison J and Ermgassen P. 2017.** Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy* 82:104-113.
- **Spalding M, Ravilious C and Green EP. 2001.** *World Atlas of Coral Reefs*. University of California Press, Berkeley 424 p.
- **Spalding MD, Mclvor AL, Beck MW, Koch EW, Möller I, Reed DJ, Rubinoff P, Spencer T, Tolhurst TJ, Wamsley TV and Wesenbeek BK. 2014b.** Coastal ecosystems: a critical element of risk reduction. *Conservation Letters* 1;7(3): 293-301.
- **Spalding MD, Ruffo S, Lacambra C, Meliane I, Hale LZ, Shepard C and Beck M. 2014a.** The role of ecosystems in coastal protection: adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean & Coastal Management* 90: 50e57.
- **Steneck RS, Arnold SN and Mumby PJ. 2014.** Experiment mimics fishing on parrotfish: insights on coral reef recovery and alternative attractors. *Marine Ecology Progress Series* 506:115-127.
- **Stive MJF, Aarninkhof SGJ, Hamm L, Hanson H, Larson M, Wijnberg KM, Nicholls RJ and Capobianco M. 2002.** Variability of shore and shoreline evolution.
- **Storlazzi C, Elias E, Field M and Presto M. 2011.** Numerical modeling of the impact of sea-level rise on fringing coral reef hydrodynamics and sediment transport. *Coral Reefs* 30: 83-96.
- **Suchley A, McField MD, and Alvarez-Filip L. 2016.** Rapidly increasing macroalgal cover not related to herbivorous fishes on Mesoamerican reefs. *PeerJ* 4, e2084.
- **Suchley, A., Alvarez-Filip, L., 2018.** Local human activities limit marine protection efficacy on Caribbean coral reefs. *Conservation Letters*. e12571.
- **The Coral Reef Alliance. 2005.** *Coral reefs and sustainable coastal development*.
- **Toropova C, Meliane I, Laffoley D, Matthews E and Spalding M. 2010.** *Global Ocean Protection: Present Status and Future Possibilities*. IUCN, The Nature Conservancy, UNEP-WCMC, UNEP, UNU-IAS, Agence des aires marines protégées, France, Gland, Switzerland, Arlington, USA, Cambridge, UK, Nairobi, Kenya, Tokyo, Japan, and Brest, France: 96 p.
- **Van Tussenbroek BI, Hernández AHA, Rodríguez-Martínez RE, Espinoza-Avalos J, Canizales-Flores HM, González-Godoy CE, Barba-Santos MG, Vega-Zepeda A and Collado-Vides L. 2017.** Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution*

Bulletin 122: 272-281.

- **Van Woesik R, Golbuu Y and Roff G. 2015.** Keep up or drown: adjustment of western Pacific coral reefs to sea-level rise in the 21st century. *Royal Society Open Science* 2: 150181.
- **Veron JEN, Hoegh-Guldberg O, Lenton TM, Lough JM, Obura DO, Pearce-Kelly P, Sheppard CRC, Spalding M, Stafford-Smith MG and Rogers AD. 2009.** The coral reef crisis: The critical importance of < 350 ppm CO<sub>2</sub>. *Marine Pollution Bulletin* 58:1428-1436.
- **Veron JEN. 2008.** Mass extinctions and ocean acidification: biological constraints on geological dilemmas. *Coral Reefs* 27: 459-472.
- **Waterman RE. 2008.** Integrated coastal policy via building with nature. The Hague: Opmeer Drukkerij. 449 p.
- **Wear SL. 2016.** Missing the boat: Critical threats to coral reefs are neglected at global scale. *Marine Policy* 74: 153-157.
- **Whittingham E, Campbell J and Townsley P. 2003.** Poverty and Reefs, DFID-IMM-IOC/UNESCO: 260 p.
- **Wilkinson CR. 2008.** Status of Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 296 p.
- **Williams DE and Miller MW. 2010.** Stabilization of fragments to enhance asexual recruitment in *Acropora palmata*, a threatened Caribbean coral. *Restoration Ecology* 18(S2): 446-451.
- **Williams SM, Chollett I, Roff G, Cortés J, Dryden CS and Mumby PJ. 2015.** Hierarchical spatial patterns in Caribbean reef benthic assemblages. *Journal of Biogeography* 42(7): 1327-1335.
- **Wolanski E. 1994.** Physical oceanographic processes of the Great Barrier Reef. CRC Press. London, UK
- **Wong PP, Losada JJ, Gattuso JP, Hinkel J, Khattabi A, McInnes KL, Saito Y and Sallenger A. 2014.** Coastal systems and low-lying areas. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, Chatterjee M, Ebi KL, Estrada YO, Genova RC, Girma B, Kissel ES, Levy AN, MacCracken S, Mastrandrea PR, White LL (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: 361-409.
- **Woodley JD, Chornesky EA, Clifford PA, Jackson JBC, Kaufman LS, Knowlton N, Lang JC, Pearson MP, Porter JW, Rooney MC and Rylaarsdam KW. 1981.** Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science* 214(4522): 749-755.
- **Woodroffe CD. 1992.** Mangrove sediments and geomorphology. *Tropical mangrove ecosystems*: 7-41.
- **Woodroffe CD. 2008.** Reef-island topography and the vulnerability of atolls to sea level rise. *Global and Planetary Change* 62(1-2): 77-96.
- **Wooldridge SA. 2009.** Water quality and coral bleaching thresholds: Formalizing the linkage for the inshore reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 58(5): 745-751.
- **World Bank. 2016.** Managing coasts with natural solutions: Guidelines for measuring and valuing the coastal protection services of mangroves and coral reefs. M. W. Beck and G-M. Lange, editors. *Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services Partnership (WAVES)*, World Bank, Washington, DC.
- **Young CN, Schopmeyer SA and Lirman D. 2012.** Review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 88(4): 1075-1098.
- **Young IR and Hardy TA. 1993.** Measurement and modelling of tropical cyclone waves in the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 12(2): 85-95.
- **Young IR. 1989.** Wave transformation over coral reefs. *Journal of Geophysical Research* 94: 9779-9789.

**CONSERVANDO LAS TIERRAS Y AGUAS DE LAS  
QUE DEPENDE LA VIDA.**

@2018 The Nature Conservancy  
Impreso en Ciudad de México, en papel sustentable del  
Forest Stewardship Council®

[www.tncmx.org](http://www.tncmx.org)

