



CORREDORES MARINOS

LA MIGRAVÍA
DEL GOLFO
DE CHIRIQUÍ





CORREDORES MARINOS

LA MIGRAVÍA
DEL **GOLFO**
DE **CHIRIQUÍ**

Parque Nacional Coiba
Golfo de Chiriquí, Panamá

Autores:

Carlos Vergara-Chen
Annisamyd Del Cid

Director General:

Jorge A. Jiménez R.

Revisores internos:

Juan M. Posada L.
Juan M. Díaz M.
Tania Arosemena B.

Coordinación editorial:

Juan M. Posada L.
Magdalena Velázquez

Revisor externo:

Ángel Pérez-Ruzafa (Universidad de Murcia, España)

Cartografía:

Marcelo Oyuela

Fotografías:

Portada: MarViva (Tiburón martillo, *Sphyrna lewini*)

Parque Nacional Coiba: MarViva

Tortuga carey: Scuba Coiba

Mantarrayas: Scuba Panamá

Santa Catalina: FSA productions

Canales de afuera: FSA productions

Tiburón aliblanco: Scuba Panamá

Zona costera: MarViva

Tiburón ballena: MarViva

Arrecife de coral: Scuba Panamá

Barracuda: Scuba Panamá

Tortuga lora: MarViva

Tiburón: MarViva

Parque Nacional Coiba: Pacific Adventure

Zona costera de la comunidad de Pixbae: FSA productions

Parque Nacional Coiba: FSA productions

Diseño y diagramación:

Vanessa Caballero

Impresión:

Inversiones UV

ISBN: 978-9962-8563-0-6

Citar libro como:

Vergara-Chen, C., y Del Cid, A. (2023). Corredores marinos: La migravía del Golfo de Chiriquí. Fundación MarViva, Ciudad de Panamá, Panamá. 101 pp.

Copyright 2023. Fundación MarViva.

Se permite la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio, únicamente con autorización escrita de la Fundación MarViva. Dicho uso debe hacerse solo para fines educativos e investigativos, citando debidamente la fuente.

CONTENIDO

| | |
|---|----|
| Resumen ejecutivo | 8 |
| Agradecimientos | 9 |
| Presentación | 10 |
| Siglas, acrónimos y abreviaturas | 12 |
| Glosario | 13 |
| 1. Introducción | 16 |
| 2. El concepto de conectividad | 18 |
| 2.1. Tipos de conectividad | 21 |
| 2.1.1. Conectividad ecológica | 21 |
| 2.1.2. Conectividad genética | 21 |
| 2.1.3. Conectividad aplicada | 21 |
| 3. ¿Qué es un corredor marino? Importancia y funcionamiento | 23 |
| 4. Corredores marinos reconocidos en el Pacífico Tropical Oriental | 27 |
| 4.1. Corredor marino del Pacífico Este Tropical (CMAR) | 28 |
| 4.1.1. Áreas núcleo del CMAR | 29 |
| 4.1.2. Migravías en el CMAR | 31 |
| 4.2. El Corredor Marino de Panamá | 34 |
| 5. El Gran Golfo de Chiriquí | 35 |
| 5.1. Hábitats marinos críticos | 38 |
| 5.2. Especies marinas de alta movilidad | 41 |
| 5.2.1. Tiburones | 41 |
| 5.2.2. Tortugas marinas | 43 |
| 5.2.3. Cetáceos | 45 |
| 5.2.4. Grandes peces pelágicos | 46 |
| 6. Identificación y delimitación del Corredor biológico marino-costero en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí | 48 |
| 6.1. Área de estudio | 50 |
| 6.2. Compilación de información secundaria disponible | 51 |
| 6.3. Definición de bases de datos SIG relevantes | 51 |
| 6.4. Criterios y variables | 51 |
| 6.5. Hábitats críticos identificados | 52 |
| 6.6. Corredor crítico identificado | 55 |
| 6.7. Usos y amenazas para la biodiversidad marina en el Gran Golfo de Chiriquí | 60 |
| 6.7.1. Amenazas directas sobre las especies o sus hábitats | 60 |
| 6.7.2. Amenazas para los cetáceos | 62 |
| 6.7.3. Cambio climático | 62 |
| 7. Acciones prioritarias | 64 |
| 8. Conclusiones | 68 |
| 8.1. El papel de las AMP en el apoyo a la conectividad | 70 |
| 8.2. Mejorar el conocimiento regional de los patrones de conectividad | 70 |
| 8.3. La planificación espacial marina (PEM) en el diseño y la gestión adaptativa de AMP y redes de AMP | 71 |
| 9. Literatura citada | 72 |
| 10. Literatura consultada | 94 |
| Anexo 1 | 97 |



ÍNDICE DE FIGURAS

| | | |
|-------------------|--|----|
| Figura 1. | Área que conforma el Corredor Marino del Pacífico Este Tropical | 29 |
| Figura 2. | Migravías Coco-Galápagos y Coiba-Malpelo, del Corredor Marino del Pacífico Este Tropical | 32 |
| Figura 3. | Delimitación del Gran Golfo de Chiriquí (océano Pacífico de Panamá), con la ubicación de las áreas protegidas y zonas con alguna categoría de conservación . | 36 |
| Figura 4. | (A) Temperatura superficial del mar (TSM) temporada lluviosa (mayo de 2004). (B) TSM en temporada seca (febrero de 2005) en el Gran Golfo de Chiriquí y el Golfo de Panamá (Pacífico de Panamá) | 37 |
| Figura 5. | Distribución de sistemas coralinos en el Gran Golfo de Chiriquí | 39 |
| Figura 6. | Cobertura de manglares en el Gran Golfo de Chiriquí | 40 |
| Figura 7. | Zonas de cría de tiburones en el Pacífico Tropical Oriental. Los triángulos rojos representan referencias anecdóticas y observaciones in situ. Las áreas marinas protegidas se resaltan dentro de polígonos sombreados en azul | 42 |
| Figura 8. | Ruta de desplazamiento de una hembra de tiburón ballena, <i>Rhincodon typus</i> , desde Panamá a las Islas Marianas (en negro; ejemplar marcado en septiembre de 2011) y desde México a las Islas Marshall (en rojo; ejemplar marcado en septiembre de 1995), según Eckert y Stewart (2001) (a); detalles de movilización en Panamá (b); Pacífico oriental (c); Hawái (d); Islas Marshall (e) e Islas Marianas (f) | 43 |
| Figura 9. | Huellas migratorias de 34 tortugas lora marcadas en la costa Pacífico de Panamá. (A) Las tortugas viajaron por las Zonas Económicas Exclusivas de nueve países y en aguas internacionales. (B) Estados de comportamiento identificados por el modelo HMM: alimentación (naranja) y migración (azul) | 44 |
| Figura 10. | Huella migratoria de ballenas jorobadas (<i>Megaptera novaeangliae</i>) marcadas en Panamá y Ecuador. Los desplazamientos se muestran en colores (Fuente: Tomado de Guzmán y Félix, 2017) | 45 |
| Figura 11. | Delimitación del área de estudio del proyecto, en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí | 50 |
| Figura 12. | Hábitats críticos identificados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí | 55 |
| Figura 13. | Corredor biológico marino-costero propuesto para la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí | 57 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Sitios de conservación identificados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí, según la evaluación ecorregional marina en Mesoamérica y los planes de manejo de las AMP | 52 |
| Cuadro 2. Hábitas críticos, extensión y objetos de conservación identificados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí | 53 |







Tortuga carey
Eretmochelys imbricata

RESUMEN EJECUTIVO

Las áreas marinas protegidas en Panamá representan un componente vital para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos, por lo que se hace necesario garantizar la dispersión, el movimiento y el flujo génico entre las áreas naturales, con la meta de asegurar su sostenibilidad en el tiempo. El mantenimiento y restauración de la conectividad, como atributo clave en la funcionalidad de los ecosistemas marinos y costeros, debe ser una meta de los esfuerzos de planificación de las áreas marinas protegidas y de las estrategias nacionales de conservación de la biodiversidad y los bienes y servicios asociados, como la pesca y el turismo.

Ante esta necesidad, desde hace muchos años se han venido desarrollado diferentes medidas de gestión y conservación, entre ellas el establecimiento de corredores biológicos, que además de conservar las especies, facilitan su movilidad, restaurando y conectando paisajes marinos. Un corredor biológico es un espacio que une dos o más ecosistemas, paisajes o hábitats, y su principal función es permitir el intercambio genético, el movimiento de organismos y la exportación de biomasa a través del espacio geográfico, generando conectividad entre poblaciones y ecosistemas.

Varias especies migratorias, como la tortuga lora, el tiburón ballena y la ballena jorobada, recorren rutas migratorias que atraviesan tanto áreas marinas protegidas como áreas sin protección en el Pacífico de Panamá. Lamentablemente, la información que sustenta estas migraciones es escasa y dispersa, y hasta ahora no había sido recopilada y analizada para contribuir al diseño, establecimiento y gestión de corredores marinos. La presente publicación tiene como objetivo el compilar y sintetizar la información científica existente (publicada e inédita) sobre los desplazamientos y las rutas migratorias de las especies, con el fin de contribuir al ordenamiento espacial y a la identificación y protección de corredores biológicos marinos, mostrando la importancia que tiene su establecimiento y el aporte que hacen a la conservación de la biodiversidad marina a diferentes escalas espaciales, especialmente en el Gran Golfo de Chiriquí.

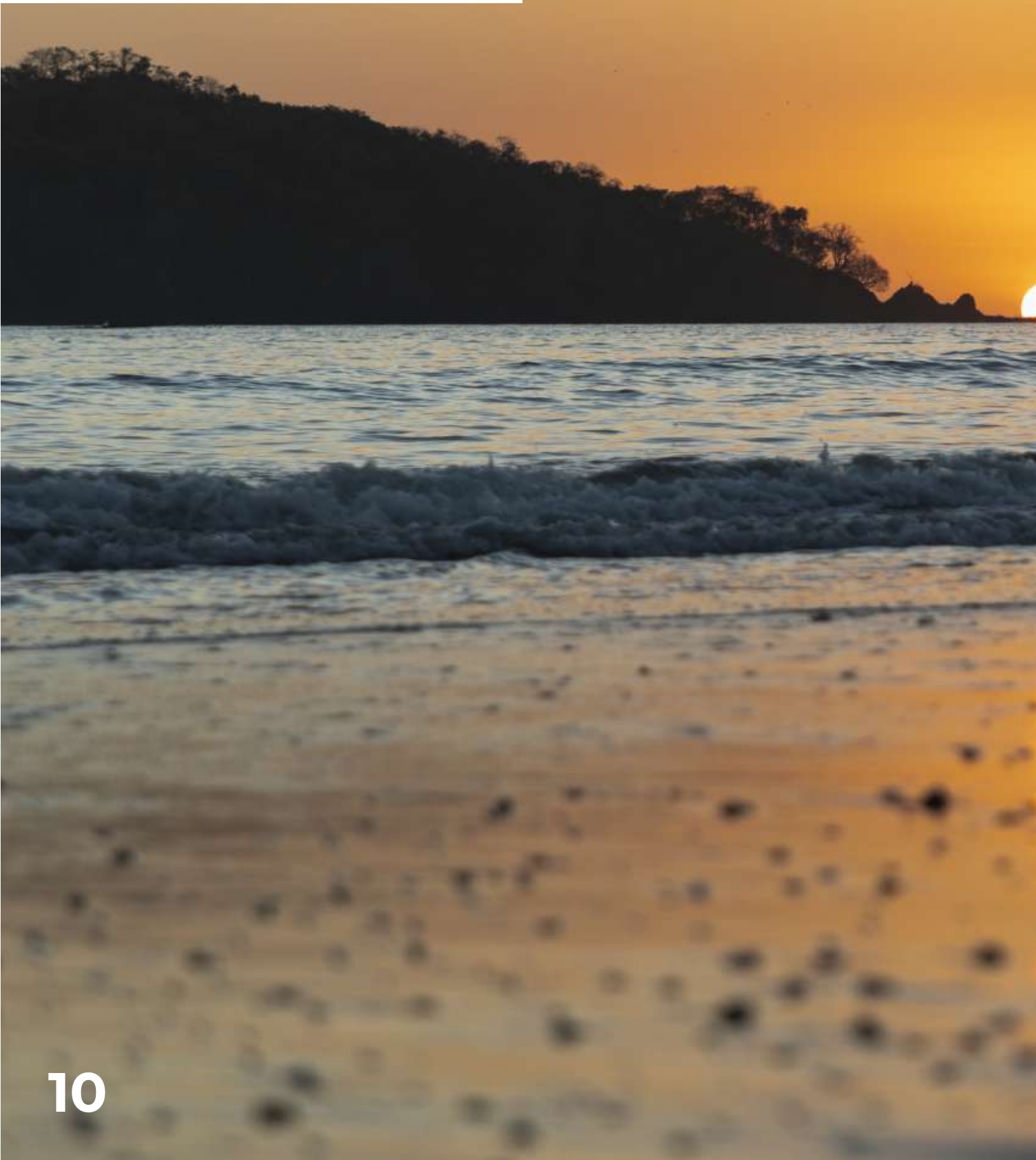
La búsqueda, recopilación e interpretación de la información se concentró principalmente en documentos publicados en revistas científicas de circulación internacional, aunque también se consideraron tesis de grado, libros, informes institucionales y otras fuentes relevantes. Ello permitió poner de manifiesto el crucial papel que juegan las áreas marinas protegidas en el mantenimiento de la conectividad entre las áreas naturales. El presente trabajo busca aumentar el nivel de conocimiento de tomadores de decisión, gestores, técnicos especialistas y público general acerca de la importancia que revisten los corredores marinos para la conservación de las zonas costeras, el medio marino y los recursos pesqueros de Panamá.


AGRADECIMIENTOS

La Fundación MarViva agradece a Fundación Islas Secas por su apoyo financiero para la ejecución del proyecto “Conservación de la biodiversidad mediante la planificación espacial marina en Panamá: Corredores marinos como estrategia de gestión para proteger la biodiversidad en el Golfo de Chiriquí”.

Agradecemos también a aquellas instituciones del Estado, centros de investigación, organizaciones no gubernamentales e instituciones académicas que han contribuido a la conservación de los recursos del Gran Golfo de Chiriquí y aportado con su esfuerzo técnicos y valiosa información científica. Entre ellos queremos destacar el invaluable apoyo de las siguientes personas que, con mucho profesionalismo, les representan: Dr. Héctor Guzmán del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI, por sus siglas en inglés), Betzy Pérez Ortega y Kristin Rasmussen de Fundación Panacetacea, Lisseth Trejos y Marino Ábrego de la Dirección de Costas y Mares del Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE), al profesor Ángel Vega del Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en el Parque Nacional Coiba (CCIMBIO-Coiba) del Centro Regional Universitario de Veraguas (CRUV) de la Universidad de Panamá (UP), Jose Julio Casas de la Universidad Marítima Internacional de Panamá (UMIP) y Dr. Ángel Pérez-Ruzafa de la Universidad de Murcia (España).

PRESENTACIÓN





Los corredores marinos son espacios geográficos que proporcionan conectividad biológica entre ecosistemas y hábitats naturales en el medio marino. Aseguran el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos ecológicos y evolutivos, además de mitigar los efectos de la fragmentación de hábitats y otros impactos negativos provocados por la acción humana. En muchos casos, la consolidación de estos corredores implica conservar y usar sosteniblemente áreas no cobijadas por medidas de protección que permitan la conectividad de la biodiversidad y el intercambio genético a través de amplios espacios geográficos.

El presente documento recopila y sintetiza los resultados de diversos estudios que documentan la importancia de la conectividad de poblaciones altamente migratorias en el Pacífico Tropical Oriental, los cuales, junto a información científica de diferentes organizaciones, han permitido la identificación de hábitats críticos y líneas de conectividad marina en el Golfo de Chiriquí.

Dr. Jorge A. Jiménez R.

Director General
Fundación MarViva

SIGLAS, ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

| | |
|-----------------------|---|
| AMP | Áreas Marinas Protegidas |
| ARAP | Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá |
| CCIMBIO-Coiba | Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en el Parque Nacional Coiba |
| CITES | Convención Internacional sobre el comercio de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) |
| CMAR | Corredor Marino del Pacífico Este Tropical |
| CMP | Corredor Marino de Panamá |
| CMS | Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de animales Silvestres (Convention on Migratory Species) |
| CONVEMAR | Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar |
| CO₂ | Dióxido de Carbono |
| CRUV | Centro Regional Universitario de Veraguas |
| GPS | Sistema de Posicionamiento Global (Global Positioning System) |
| ha | Hectáreas |
| IPCC | Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change) |
| km | Kilómetros |
| km² | Kilómetros cuadrados |
| MiAMBIENTE | Ministerio de Ambiente |
| m.s.n.m | Metros sobre el nivel del mar |
| ONG | Organización No Gubernamental |
| PEM | Planificación Espacial Marina |
| PNMGC | Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí |
| ppm | Partes por millón |
| PTO | Pacífico Tropical Oriental |
| SIG | Sistema de Información Geográfica |
| STRI | Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (Smithsonian Tropical Research Institute) |
| TSM | Temperatura superficial del mar |
| UICN | Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza |
| UMIP | Universidad Marítima Internacional de Panamá |
| UNESCO | Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) |
| UP | Universidad de Panamá |
| USD | Dólares de los Estados Unidos de América |
| ZEE | Zona Económica Exclusiva |
| ZEPM | Zona Especial de Protección Marina |
| °C | Grados centígrados |



GLOSARIO

Afloramiento: proceso oceanográfico en el que las aguas profundas, frías y concentradas en nutrientes (nitratos, fosfatos y silicatos), esenciales para el fitoplancton, ascienden hacia la superficie favoreciendo la producción primaria.

Amortiguamiento: principio aplicado a las áreas que circundan las Áreas Protegidas, que conforman espacios con usos regulados y que actúan de transición y colchón espacial entre la reserva integral y el entorno en el que se desarrollan acciones, usualmente humanas.

Área núcleo o Reserva marina: zona protegida legalmente, que asegura un resguardo a largo plazo del paisaje, los ecosistemas y las especies que contiene. En general todos los usos están prohibidos, excepto la actividad científica, y es suficientemente grande para garantizar los objetivos de la conservación.

Área protegida: espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces, para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza, de sus servicios ecosistémicos y de los valores culturales asociados.

Áreas Marinas Protegidas o Áreas Protegidas: área geográficamente definida, que esta designada o regulada y gestionada para lograr específicos objetivos de conservación.

Arrecifes de coral: ecosistema costero, típicamente tropical. Incluye una estructura tridimensional que se eleva del fondo marino, constituida por esqueletos calcáreos de corales y otros organismos marinos coloniales (esponjas, algas calcáreas, moluscos, etc.), que conforma un complejo ecosistema caracterizado por una gran diversidad de organismos, en su mayoría exclusivos.

Aves marinas: aves que se encuentran durante la mayor parte de su vida en el mar o en sus proximidades, exceptuando quizás la época de reproducción, en la cual se sitúan en la costa. Las aves marinas muestran una gran variedad de comportamientos y adaptaciones ecológicas y fisiológicas, si bien en muchos casos muestran características convergentes dadas la similitud de los nichos ocupados.

Batimetría: topografía o el relieve del fondo de los cuerpos de agua, incluyendo los marinos. Incluye el estudio de las profundidades marinas y de la tercera dimensión de los fondos lacustres o marinos.

Biodiversidad: variabilidad existente entre organismos vivos de todas las procedencias (terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos) y los conjuntos ecológicos de los que forman parte. Incluye la diversidad de especies y entre ellas, y de los ecosistemas.

Cambio Climático: alteración en los patrones predominantes del clima por un largo periodo de tiempo. Puede ser atribuido a factores naturales, tales como los asociados a movimientos cíclicos de la tierra, variaciones en la radiación solar, erupciones volcánicas, cambios en la geometría de los continentes y océanos por procesos tectónicos y de deriva continental, o a factores antrópicos como la modificación de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera por el uso de combustibles fósiles, la ganadería y otras actividades humanas.

Conectividad: grado de intercambio de individuos y/o de procesos en los ecosistemas. O visto desde una visión más integradora, es la conexión funcional del hábitat existente en el paisaje (bien sea física, estructural o derivada), de las habilidades de las especies para moverse por los distintos hábitats.

Corredor biológico: territorio que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats, sea natural o modificado, asegurando el mantenimiento de la biodiversidad y de los procesos ecológicos entre estos. El mismo puede contener una serie de espacios de usos diversos, que interactúan entre sí, y que cumplen con diferentes funciones, de acuerdo a sus potencialidades, restricciones y manejo.

Corredor marino: paso regular en aguas marinas que utilizan diversas especies para realizar múltiples actividades.

Ecosistemas: sistema natural que está formado por un conjunto de organismos vivos (biocenosis) y el medio físico donde se relacionan (biotopo), que suelen formar una red de interacciones que muestran la interdependencia de los organismos dentro del sistema.

Especie epipelágica: organismo marino que vive en aguas medias a profundidades por encima de 200 m o cerca de la superficie, y que limita al máximo su contacto con el fondo marino y la costa.

Hábitat: lugar que presenta las condiciones apropiadas para que viva un organismo, especie, población animal, vegetal o comunidad, en el cual una población biológica puede residir y reproducirse, de manera tal que asegure perpetuar su presencia en el planeta.

Manglares: comunidad formada por árboles muy tolerantes a la sal, que ocupan la zona intermareal cercana a las desembocaduras de cursos de agua dulce de las costas de latitudes tropicales y subtropicales de la Tierra. Así, entre las áreas con manglares se incluyen estuarios y zonas costeras. Tienen una gran diversidad biológica con alta productividad, encontrándose muchas especies de aves como de peces, crustáceos, moluscos y otras.

Oligotróficas: referente a un cuerpo de agua pobre en nutrientes disueltos y usualmente rico en oxígeno disuelto.

Ordenación: proceso integrado de recolección de datos, análisis, planificación, consulta, toma de decisiones, asignación de recursos y formulación de planes y ejecución, complementado, en caso necesario, con mecanismos de control de la observancia de los cuerpos reglamentarios que gobiernan las actividades pesqueras, con la finalidad de asegurar una productividad continuada de recursos y el logro de otros objetivos en el ámbito pesquero.

Plan de manejo: documento que establece de manera detallada, las acciones que se requieren para prevenir, mitigar, controlar, compensar y corregir los posibles efectos o impactos ambientales negativos causados en desarrollo de un proyecto, obra o actividad; incluye también los planes de seguimiento, evaluación y monitoreo y los de contingencia. El contenido del plan puede estar reglamentado en forma diferente en cada país.

Planificación Espacial Marina: proceso público que analiza y asigna la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en áreas marinas, para lograr determinados objetivos ecológicos, económicos y sociales, que se suelen especificar a través de un proceso político, que pudiese proponer medidas que refuercen el mantenimiento de la conectividad entre los ecosistemas presentes en áreas protegidas y no protegidas, identificadas en la presente resolución.

Punto caliente: región geográfica que cuenta con una elevada riqueza de especies, pero también con un mayor nivel de degradación del hábitat.

Restauración: recuperación del ecosistema apuntando al máximo restablecimiento posible de la composición, estructura y función propias de los ecosistemas de una ecorregión determinada.

Rodolitos: estructuras calcáreas duras producidas por ciertas algas rojas no sésiles capaces de precipitar y acumular en sus paredes celulares carbonato cálcico.

Zona de amortiguamiento: periferia de un área protegida que puede ser habitada y aprovechada económicamente, pero en la que las actividades están reguladas. Sirve para reducir las influencias nocivas sobre la Reserva Marina.

1. INTRODUCCIÓN

La biodiversidad marina de Panamá ofrece un conjunto de recursos biológicos que han permitido el desarrollo de la pesca, el turismo y el mantenimiento de la calidad de las aguas costeras. No obstante, la sobrepesca y la pérdida o degradación de hábitats contribuyen de forma importante a la disminución de la biodiversidad marina en el mundo y en Panamá (Vergara-Chen, 2016). Ante esta situación, desde hace varias décadas se han diseñado sistemas de áreas marinas protegidas (AMP) con el objetivo de conservar el mayor remanente posible de biodiversidad marina (Lubchenco et al., 2003; Pauly et al., 2005). Sin embargo, el aislamiento de las AMP, rodeadas de amplios espacios que no gozan de protección, ha dado lugar a la fragmentación del paisaje marino, lo cual puede resultar en una pérdida de hábitats y especies a escalas local y regional, a cambios en las poblaciones de fauna y a la alteración de procesos ecológicos como las interacciones depredador-presa y el desplazamiento de especies hacia otras áreas menos perturbadas (García-Charton et al., 2008; Bates et al., 2019).

Las AMP son una herramienta común de gestión para proteger y conservar la fauna y la flora que albergan los ecosistemas marinos y costeros. Estas zonas de protección o reservas buscan prevenir la explotación excesiva por pesca y otros usos. Sin embargo, es poco probable que el mantenimiento de la biodiversidad se consiga únicamente a través de la declaratoria de AMP, especialmente en aquellos casos que, como en Panamá, la mayoría de las zonas bajo alguna categoría de protección son relativamente pequeñas y rodeadas de ambientes intensamente explotados por la pesca y el turismo. Independientemente de la extensión que ocupen, las AMP suelen tener límites definidos que permanecen estáticos en el tiempo y el espacio. Muchas de las especies marinas que se pretenden proteger dentro de una AMP son migratorias, lo que significa que sus necesidades se mueven a través del espacio y cambian con el tiempo (Maxwell et al., 2020). Además, el cambio climático está causando alteraciones en las condiciones de los océanos a largo plazo, lo que provocará cambios continuos en la distribución de especies en grandes áreas (Bates et al., 2019). Por ello, la probabilidad de mantener la biodiversidad se maximiza en la medida en que se cuente con una red de hábitats intercomunicados que mantenga la conectividad de los procesos ecológicos y de las poblaciones de especies (Giakoumi et al., 2018). Además del área dinámica mínima, de la composición y estructura de la biodiversidad y de los regímenes ambientales y de perturbación natural, la conectividad es otro atributo clave para el mantenimiento de la funcionalidad de los ecosistemas marinos. La conectividad permite el acceso de las diferentes especies a todos los hábitats y recursos necesarios para completar sus ciclos de vida, así como reaccionar ante eventuales cambios abruptos de los factores ecológicos, posibilitando su desplazamiento hacia áreas más adecuadas (Cowen et al., 2007; Sheaves, 2009; Selkoe et al., 2016). En suma, la identificación y protección de corredores marinos facilita a los gestores maximizar la conectividad entre hábitats críticos, ofreciendo una forma única y eficaz de apoyar la conservación de la biodiversidad marina y fomentar el aprovechamiento sostenible de los recursos marinos.

Para mantener procesos ecológicos y poblaciones de especies, la planificación sistemática y estratégica es indispensable. Esto es especialmente relevante, sobre todo, en ecosistemas marinos vulnerables al impacto humano (García-Charton et al., 2008; Camargo et al., 2009; Montiel San Martín, 2020). Para este fin, se han desarrollado diferentes estrategias de conservación, pero especialmente el diseño de rutas de conectividad o corredores biológicos que reduzcan el impacto de los cambios mencionados anteriormente (Pendoley et al., 2014; Lequeux et al., 2018; Enright et al., 2021). La posibilidad de establecer o proteger corredores marinos ha surgido apenas en años recientes, gracias a los enormes avances en la tecnología digital moderna que permiten recopilar y difundir de manera eficiente la información de rastreo de especies clave altamente migratorias, con la finalidad de construir grandes conjuntos de datos sobre las rutas de sus movimientos. Además, la tecnología permite a las embarcaciones pesqueras ubicar en tiempo real los límites de áreas marinas protegidas y corredores marinos, así como las restricciones para la pesca y el uso turístico. Indudablemente, la capacidad de recopilar información actualizada sobre las actividades humanas y el uso de un mismo espacio por especies que están amenazadas y deben protegerse permite dar una respuesta de gestión relativamente rápida (Guzmán y Félix, 2017; Guzmán et al., 2018, 2019).

El presente documento es producto del proyecto denominado “Conservación de la biodiversidad mediante la planificación espacial marina (PEM) en Panamá: corredores marinos como estrategia de gestión para proteger la biodiversidad en el Golfo de Chiriquí”, que tuvo como principal objetivo utilizar corredores marinos como estrategia de gestión en la planificación y administración integral de los recursos y ecosistemas marinos. Este libro recopila y analiza la información científica existente sobre los corredores biológicos marinos en el Pacífico Tropical Oriental y la experiencia de MarViva en identificar un corredor marino-costero específico en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí, con el fin de contribuir al ordenamiento espacial y al diseño de corredores biológicos marinos, a la vez que muestra la importancia de esa herramienta para la conservación de la biodiversidad marina a diferentes escalas espaciales, tanto locales como regionales.

2. EL CONCEPTO DE CONECTIVIDAD





Canales de afuera
Golfo de Chiriquí, Panamá

Las AMP ofrecen enormes beneficios a través de la oferta de bienes y servicios ambientales como la pesca y el turismo, oportunidades de recreación, calidad de vida y creación de empleos (Pérez-Ruzafa et al., 2017; Marcos et al., 2021). Sin embargo, a menudo las AMP se crean en lugares que se destacan más por su belleza escénica que por su relevancia desde el punto de vista ecológico. Sin embargo, es sabido que para conservar la biodiversidad a largo plazo se necesitan amplios espacios que sostengan poblaciones viables, incluso de especies de gran tamaño que requieren mayor territorio para llevar a cabo sus actividades de alimentación y reproducción, además de conexiones entre distintas zonas que permitan el intercambio de individuos y el flujo génico.

Por ello se hace evidente que, más que establecer reservas aisladas bajo protección, el potencial de las AMP será aprovechado cuando se logren diseñar y poner en práctica iniciativas para crear redes que permitan proteger extensiones significativas de hábitats críticos que incluyan corredores biológicos que conecten las AMP entre sí y/o funcionen como zonas de amortiguamiento en torno a ellas. A fin de cuentas, se requiere que las AMP y los proyectos de conservación se organicen territorialmente, permitiendo sumar hectáreas y recursos humanos y financieros, procurando el logro de objetivos comunes.

Para avanzar hacia la conectividad de las AMP es necesario lograr un enlace entre los objetivos y las acciones de los administradores de las AMP, como también entre estos y los componentes sociales, económicos y políticos existentes en los espacios geográficos donde se localizan. Para lograrlo, es necesario tener claridad sobre las características y los motivos que impulsaron su creación. De esta manera se podrán determinar las líneas de acción para procurar la conectividad entre las AMP, como expresión social y espacial de la conectividad biológica que exige la conservación de la biodiversidad.

El grado de intercambio de individuos entre las poblaciones y/o el flujo de procesos en los ecosistemas (conectividad) pueden variar de acuerdo con la biología de las especies o el flujo génico que impulsa la diversidad, la variación genética y la especiación (Cowen et al., 2007; Bryan-Brown et al., 2017). En este sentido, la conectividad entre áreas naturales resulta fundamental para garantizar la persistencia de las especies, la variabilidad genética de estas y los servicios ecosistémicos asociados a los objetivos de conservación que fundamentan la razón de ser de las AMP (Dawson et al., 2006).

El concepto de conectividad hace referencia al grado en el que un paisaje en particular facilita o impide los desplazamientos de los organismos entre hábitats naturales adecuados para su supervivencia (Botsford et al., 2009; Christie et al., 2010). El grado de conectividad puede controlar la extinción de las poblaciones y metapoblaciones (Cowen et al., 2007). Este concepto implica conexión entre hábitats, especies, poblaciones, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Bell, 2008). Por ello resulta de gran importancia garantizar la conectividad mediante la implementación de corredores biológicos.

Dentro de los corredores pueden existir asentamientos humanos o desarrollarse actividades económicas. Por tanto, es necesario poner en práctica medidas de gestión y realizar actividades sostenibles que ayuden a establecer y mantener la funcionalidad de los corredores, lo que además puede representar beneficios para las comunidades.

2.1. TIPOS DE CONECTIVIDAD

Una manera de describir y comprender la calidad de los elementos del paisaje y sus efectos en el movimiento de individuos entre hábitats diferentes es dividir el concepto de conectividad en dos tipos principales: conectividad estructural y conectividad funcional. La primera hace referencia a las relaciones de continuidad y adyacencia entre los fragmentos del paisaje con recursos ecológicos. Por su parte, el componente funcional alude a la continuidad de los flujos ecológicos de los individuos (sobrevivencia, reproducción, dispersión, asentamiento o comportamiento) a través del paisaje (Cowen et al., 2007). Aparte de estos tipos principales de conectividad, el concepto también puede ser visto y clasificado mediante aproximaciones ecológicas, genéticas y/o aplicadas, como se describen a continuación.

2.1.1. Conectividad ecológica

Ha sido definida como el grado de conexión entre los diversos ambientes naturales presentes en un paisaje, en términos de sus componentes, distribución espacial y funciones ecológicas, con el fin de garantizar procesos de migración, relación, reproducción e intercambio genético (Cowen et al., 2007). Es un elemento esencial a la hora de planificar el futuro uso del territorio, contribuyendo a la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático y la fragmentación (Carr et al., 2017; Coleman et al., 2017).

2.1.2. Conectividad genética

Ha sido definida como el grado de conexión entre los diversos ambientes naturales presentes en un paisaje, en términos de sus componentes, distribución espacial y funciones ecológicas, con el fin de garantizar procesos de migración, relación, reproducción e intercambio genético (Cowen et al., 2007). Es un elemento esencial a la hora de planificar el futuro uso del territorio, contribuyendo a la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático y la fragmentación (Carr et al., 2017; Coleman et al., 2017).

2.1.3. Conectividad aplicada

Estudia el uso del hábitat y plantea estrategias para la conservación de áreas asociadas a corredores biológicos, favoreciendo la migración de especies a nivel regional. El movimiento de organismos a grandes distancias durante la migración requiere del hábitat adecuado para cubrir sus necesidades de energía y recursos alimenticios (Dawson et al., 2006).

La pérdida y fragmentación de hábitats están entre las principales amenazas que afectan la diversidad biológica. Un proceso natural, como la migración de los organismos de un lugar a otro para llevar a cabo sus necesidades diarias o periódicas, los obliga a menudo a atravesar matrices con diversos hábitats intermedios que pueden ser inhóspitos de forma variable, en

función de las características de las especies y de la matriz misma, lo cual puede desencadenar una extinción de especies. De ahí la importancia de la conectividad como estrategia de conservación (Jones et al., 2007). Existe una relación entre los diferentes tipos de conectividad y reviste mucha importancia conservar la conectividad entre áreas fragmentadas.

Es claro que la fragmentación del hábitat es un proceso natural (Jones et al., 2007; García, 2011), que ha sido exacerbado por las necesidades humanas y la explotación de los recursos naturales; es, por lo tanto, prácticamente indetenible. Hay que mencionar también que la fragmentación se ha manifestado con efectos tanto positivos como negativos sobre los organismos y las comunidades (García, 2011), permitiendo cambios en la dinámica del paisaje. La formulación de modelos de conectividad es el primer paso para la creación de estrategias de conservación, y se basa en criterios estructurales y funcionales del área o la especie que se quiere conservar. Por otro lado, existen diversos mecanismos para demostrar la conectividad funcional. En el caso de la fauna existe el muestreo biológico, técnicas de captura-recaptura o telemetría, teniendo en cuenta la presencia y/o el movimiento de especies a través de diferentes hábitats y a diferentes escalas, con el fin de identificar patrones espaciales y ecológicos que facilitan o inhiben la conectividad funcional en el paisaje, utilizando sistemas de información geográfica (SIG). Así mismo, la genética poblacional, a través del uso de marcadores moleculares y la estimación del flujo génico, comprende la dispersión de los organismos o el movimiento de genes solamente, brindando una medida directa de la conectividad funcional (Cowen et al., 2007), que puede variar según los efectos naturales y antrópicos. Por lo tanto, no existe una estrategia que sea funcional en todos los casos y es necesario investigar de forma rigurosa cada situación particular.

La conectividad del paisaje es necesaria para sostener y mantener la estabilidad de los procesos ecológicos que se encuentran espacialmente relacionados entre sí, como la dispersión, el flujo génico entre poblaciones aisladas, la migración y, a largo plazo, la evolución de las especies (Pouzols y Moilanen, 2014). Un paisaje con alta conectividad es aquel en el cual los individuos pueden desplazarse con libertad entre hábitats naturales adecuados. Por el contrario, un hábitat con baja conectividad corresponde a un paisaje en el cual los individuos se encuentran altamente limitados en su desplazamiento. Como zonas de conectividad, los corredores biológicos deben procurar la preservación y el manejo de hábitats que han sido fragmentados y/o degradados por la actividad humana (Pouzols y Moilanen, 2014; Rooker et al., 2018).

La conectividad funcional y estructural en paisajes marinos degradados es de suma importancia para mantener poblaciones viables dentro del paisaje en escenarios de cambio climático (Carr et al., 2017). Esto supone el reto de estudiar cómo diferentes hábitats y su ubicación en el paisaje pueden contribuir a proporcionar hábitat y conectividad, permitiendo la aparición de nuevos recursos para que las poblaciones puedan adaptarse de manera más gradual y menos abrupta a los cambios de sus hábitats.

3.

¿QUÉ ES UN CORREDOR MARINO? IMPORTANCIA Y FUNCIONAMIENTO



Entre las características ecológicas que distinguen a los ecosistemas marinos de los terrestres, se cuenta el hecho de que los sistemas marinos son generalmente más abiertos, debido al complejo ciclo de vida que presenta la mayoría de las especies marinas, con la prevalencia de fertilización externa y la producción de un enorme número de propágulos extremadamente pequeños y con cierta capacidad de dispersión (Cowen et al., 2007; Selkoe et al., 2016). Con ello, el concepto de conectividad resulta clave para comprender el funcionamiento de las poblaciones y comunidades marinas. La conectividad marina resulta de la dispersión de gametos, huevos y larvas y, en el caso de las especies pelágicas (tortugas, cetáceos, muchos peces y ciertos crustáceos y moluscos) de los movimientos (diarios, estacionales y ontogénicos) de juveniles y adultos (Pérez-Ruzafa et al., 2006; Cowen et al., 2007), pero también del intercambio de materia (nutrientes, sedimentos) entre zonas más o menos alejadas, todo ello modulado por la disposición espacial y el grado de conectividad entre parches del mosaico de hábitats costeros y las pautas de circulación marina (Sheaves, 2009; Bryan-Brown et al., 2017).

Por lo general, se asume que las poblaciones de especies marinas presentan un elevado flujo génico, favorecido por la inexistencia de barreras a la dispersión y al intercambio. Por lo tanto, las especies con alto potencial de dispersión (huevos y larvas planctónicas), junto con la ausencia de barreras a la migración, garantizan una alta conectividad entre poblaciones distantes. Por el contrario, las especies con bajo potencial de dispersión suelen presentar escasa conectividad y claros modelos de estructuración genética. Sin embargo, en los últimos años se ha puesto de manifiesto que múltiples especies presentan una diferenciación entre sus poblaciones, mayor que la esperada a priori, considerando sólo sus capacidades de dispersión (Puckett et al., 2014; González-Wangüemert et al., 2015; García-Machado et al., 2018). Las corrientes marinas, la discontinuidad del hábitat y la topografía del fondo son sólo algunos ejemplos de factores que podrían influir en la conectividad de las poblaciones (Pérez-Ruzafa et al., 2006; Weersing y Toonen, 2009). Estas distancias y pautas de conectividad determinan las estrategias de conservación de los recursos pesqueros y de protección de la biodiversidad, pues están en la base del establecimiento, tanto de unidades espaciales de delimitación de poblaciones y comunidades, como de las escalas adecuadas de gestión, e influyen especialmente en los criterios para la puesta en práctica de AMP y corredores biológicos que favorezcan la conectividad ecológica (Pujolar et al., 2013; Roberts et al., 2021).

Un corredor biológico es un espacio que conecta dos o más ecosistemas, paisajes o hábitats que quedaron aislados debido a actividades humanas, explotación de recursos naturales y desarrollo de infraestructuras, y que dieron lugar a poblaciones empobrecidas genéticamente (Tewksbury et al., 2002). Su principal función es permitir el movimiento de individuos de un espacio a otro, y buscar nuevas oportunidades para su supervivencia, ya sea por razones de alimentación o reproducción. Aunque los corredores biológicos son un concepto muy bien establecido en ecología terrestre y se han convertido en una parte integral de la conservación, en el ámbito marino los corredores biológicos todavía no son comprendidos del todo (Krost et al., 2018).

Se ha informado que varias especies migratorias como la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) recorren grandes distancias a lo largo de rutas migratorias que atraviesan AMP y áreas sin protección en el Pacífico de Panamá (Guzmán y Félix, 2017; Guzmán et al., 2018, 2019). Sin embargo, la información está dispersa y no ha sido recopilada para contribuir al diseño, establecimiento y gestión de corredores marinos. Mantener y restaurar la conectividad ecológica, como atributo clave en la funcionalidad de los ecosistemas, debe, por lo tanto, ser una meta de los esfuerzos de planificación de sistemas de áreas protegidas y de estrategias nacionales de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los bienes y servicios asociados.

En consecuencia, para establecer un corredor biológico hay que tener en cuenta qué enfoque se le quiere dar e identificar si está dentro de un AMP o de un área sin protección. Después se establecen los modelos de conectividad para identificar cuáles son los sitios que tienen menor distancia entre parches de hábitats, cuantificar por dónde desarrollar esa ruta y, lo más importante, establecer la finalidad del corredor (Pendoley et al., 2014; Lequeux et al., 2018; Enright et al., 2021). Para un buen funcionamiento y mayor efectividad del corredor, debe tenerse en cuenta la composición estructural del mismo, basada en varios componentes, como el área núcleo, la ruta de conectividad, las zonas de amortiguamiento, el hábitat sumidero, la matriz de este y la presencia de asentamientos y de actividades humanas. Para que un corredor biológico se pueda considerar exitoso, es importante tener claro cuál es el aporte que este hace a los pobladores y usuarios locales del área; si no ofrece beneficios a estos, seguramente el corredor no tendrá éxito.

La conservación de la conectividad entre poblaciones y ecosistemas marinos es un concepto que reconoce que las especies sobreviven y se adaptan mejor a las perturbaciones ambientales cuando sus hábitats se gestionan y protegen como grandes redes interconectadas. Las AMP son herramientas de conservación destinadas a proteger la biodiversidad, promover ecosistemas marinos saludables y resilientes y proporcionar beneficios sociales y económicos (Gronrud-Colvert et al., 2021). Sin embargo, no es una regla general que las AMP necesiten estar estructuralmente vinculadas para tener conectividad funcional, ya que eso depende de las especies, ya que cada una presenta un nivel de especialización y tolerancia diferente ante perturbaciones y cambios en el hábitat. La conectividad puede conseguirse en distintos fragmentos según el grado de intervención que presentan actualmente la mayoría de los paisajes. Por lo tanto, es necesario, como estrategia de conservación, generar diseños y medidas de manejo de los corredores biológicos con el fin de mantener o restaurar la continuidad estructural, preservando los parches de hábitat natural para el desarrollo posterior de la conectividad (Smith y Metaxas, 2018; Balbar y Metaxas, 2019).

Durante muchos años, algunos autores han discutido acerca de la implementación de corredores biológicos como estrategia de conservación óptima (Lausche et al., 2021). De esa forma surgen como un mecanismo que busca dar mayor viabilidad a la conservación de las especies que albergan las áreas silvestres (Álvarez-Romero et al., 2018; Smith y Metaxas, 2018). Entre las ventajas de los corredores marinos como estrategia, se destacan: i) aumento de la tasa de inmigración a una AMP, ii) aumento de la oferta de áreas de alimentación o

desplazamiento para especies de gran tamaño, iii) hábitats de protección contra depredadores entre los parches, iv) generación de heterogeneidad de hábitats o mosaicos para especies que requieren de alta variabilidad durante su ciclo de vida y v) garantía de hábitats de refugio alternativos (Balbar y Metaxas, 2019).

Desde el punto de vista económico, los corredores biológicos marinos que aseguren un mejor funcionamiento y la conectividad de las AMP pueden contribuir a mantener la actividad pesquera artesanal, lo cual produce un mayor impacto en la recuperación de los recursos, lo que se verá reflejado en las zonas de pesca gracias al efecto de rebosamiento (*spillover*) de biomasa (Cuervo-Sánchez et al., 2014, 2018; Di Lorenzo et al., 2020; Lenihan et al., 2021). Más allá de los beneficios directos, los corredores marinos, como unidades de conectividad entre AMP, proporcionan un espacio para el diálogo y el trabajo conjunto entre las administraciones públicas y los usuarios del mar. En consecuencia, han promovido un mayor involucramiento y nivel de compromiso en la toma de decisiones, favoreciendo la cohesión entre los diferentes colectivos, en especial los pescadores; también facilitan mejor conocimiento y valoración del medio marino, y mayor vinculación y sentido de pertenencia al lugar. A nivel local, los corredores marinos pueden motivar respuestas ciudadanas de la mano de las administraciones locales y de organizaciones no gubernamentales (ONG), a través de la educación ambiental y de campañas de participación (Chinacalle-Martínez et al., 2021). Los corredores marinos pueden contribuir a atraer pescadores deportivos, buceadores y turistas, que representan un motor para la actividad económica en el entorno inmediato de las AMP y los corredores marinos, aunque no siempre exento de conflictos que deben ser abordados (Barrera Orjuela y Maldonado, 2013; Chinacalle-Martínez et al., 2021).

La protección de hábitats como los arrecifes de coral puede traer beneficios significativos para las comunidades. Por ejemplo, el beneficio neto de los arrecifes de coral para la economía de Hawái está calculado en 360 millones de dólares americanos (USD) anuales, lo que puede atraer inversiones científicas. Desde 2005 se han invertido más de USD 10 millones en investigación en el Monumento Marino Nacional de Papahānaumokuākea, otra área protegida de Hawái (SEA, 2022).

En el Pacífico de Panamá, el diseño y establecimiento de AMP ha creado mosaicos donde convergen procesos ecológicos y culturales para el mantenimiento de la biodiversidad (Vergara-Chen, 2016). Sin embargo, se han desplazado especies, se han extinguido otras y se han exacerbado las amenazas derivadas de actividades pesqueras y obras costeras, a lo que se suman los efectos del cambio climático. Los procesos de transformación del paisaje marino no se detienen, pero se pueden mitigar con herramientas de bajo impacto sobre la naturaleza. Así, los corredores marinos constituyen una estrategia para contrarrestar los impactos causados por procesos antropogénicos que se traducen en pérdida y fragmentación de hábitats y disminución de recursos pesqueros. Los corredores marinos son una oportunidad para las AMP aisladas, pues permiten a muchas especies encontrar rutas para desplazarse entre las diferentes AMP sin verse expuestos a más riesgos que los que impone el medio natural. Particularmente beneficiadas se ven las poblaciones de grandes peces pelágicos, cetáceos y tortugas marinas.

4.

CORREDORES MARINOS RECONOCIDOS EN EL PACÍFICO TROPICAL ORIENTAL

4.1. CORREDOR MARINO DEL PACÍFICO ESTE TROPICAL (CMAR)

El Corredor Marino del Pacífico Este Tropical (CMAR) es una iniciativa regional de conservación de la biodiversidad, que busca promover el uso sostenible de los recursos marinos y costeros presentes en las Zonas Económicas Exclusivas (ZEE) de Ecuador, Costa Rica, Colombia y Panamá (mencionados en orden de adhesión), mediante un manejo ecosistémico y a través del establecimiento de estrategias regionales gubernamentales conjuntas, apoyadas por la sociedad civil, organismos de cooperación internacional y no gubernamentales, considerando como áreas núcleos las AMP de Malpelo, Gorgona, Coiba, Galápagos y Cocos, conformadas en una red de AMP. Se estima que los recursos económicos generados por uso y aprovechamiento de la biodiversidad marina en el CMAR superan los USD 3 mil millones anuales, derivados de la pesca, el turismo y el transporte marítimo, principalmente (CMAR, 2005; Mancera Cortés, 2019).

El CMAR comenzó a gestarse cuando los gobiernos de Costa Rica y Ecuador firmaron la “Declaración Presidencial Conjunta”, que solicitaba a las autoridades pertinentes el estudio de una propuesta para crear un corredor que conectaría desde la Isla del Coco en Costa Rica hasta la reserva marina y el Parque Nacional Galápagos en Ecuador. Su objetivo fue el de asegurar la conectividad entre los principales ecosistemas marinos de la Provincia Biogeográfica del Pacífico Tropical Oriental (PTO).

El CMAR promueve la colaboración estrecha y voluntaria de los países miembros, en cuatro temáticas definidas: i) pesca, ii) biodiversidad, iii) prevención y control y iv) turismo responsable, con el fin de lograr una gestión coordinada dentro de los parámetros establecidos en los convenios internacionales, pero que responda a los intereses y prioridades de cada nación (CMAR, 2005).

En cuanto a la pesca, el CMAR promueve el aprovechamiento y manejo responsable de los recursos pesqueros, para que las actividades económicas en la región sean sostenibles y sigan brindando beneficios. Al ser recursos compartidos, requieren de acciones coordinadas y medidas homologadas entre los países, ya que estas permiten desarrollar mecanismos conjuntos de manejo, así como combatir la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, y la sobrepesca. Estos factores se encuentran entre las mayores amenazas a los recursos pesqueros del mundo. El CMAR alberga una extraordinaria diversidad biológica y brinda una amplia oferta de recursos turísticos que incluye áreas de esparcimiento, recreación y contemplación (buceo, avistamiento de mamíferos marinos y aves, deportes náuticos). Como tal, el CMAR comprende rutas de migración de cetáceos sitios singulares de presencia y anidación de aves y tortugas marinas, tiburones y otros grandes peces. Además, Los grandes atributos naturales de la región se reflejan también en una gran oferta cultural, gastronómica, artesanal y folklórica (CMAR, 2005).

Además de la sobreexplotación pesquera, las áreas núcleo del CMAR y sus zonas de influencia están expuestas a riesgos y amenazas como la contaminación, las especies invasoras y los derrames de hidrocarburos, a lo que se suman las amenazas que representan

los efectos del cambio climático. Desde el punto de vista de la prevención, el CMAR busca mejorar los sistemas de control y monitoreo mediante acciones articuladas, como también fomentar buenas prácticas de turismo sostenible, supervisadas, tanto en las áreas núcleo como en las zonas de influencia.

4.1.1. Áreas núcleo del CMAR

Un área declarada bajo protección debe contar con un programa de manejo que zonifica el espacio físico de acuerdo con las actividades que pueden o no desarrollarse en cada uno de los sectores, como lo son áreas núcleo, zonas de amortiguamiento, zonas de influencia, zonas de exclusión pesquera, etc. Las áreas núcleo albergan hábitats y ecosistemas donde tienen lugar procesos ecológicos importantes y viven especies de flora y fauna que, por su rareza o grado de amenaza, ameritan ser protegidas. Por lo general, en las áreas núcleo solamente están permitidas las actividades relacionadas con investigación y conservación. Por su parte, en las zonas de amortiguamiento que rodean a las zonas núcleo sí están permitidas, bajo criterios de sostenibilidad, ciertas actividades productivas, educativas, recreativas, de investigación aplicada y de capacitación.

Las áreas núcleo reconocidas en el CMAR son cinco espacios designados como AMP que incluyen islas o archipiélagos: Parque Nacional Isla del Coco (Costa Rica), Parque Nacional Coiba (Panamá), Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Parque Nacional Natural Gorgona (Colombia) y Parque Nacional y Reserva Marina de las Galápagos (Ecuador) (Figura 1). En total, estas zonas núcleo abarcan una extensión de alrededor de 2.000.000 kilómetros cuadrados (km²). A continuación, una síntesis de los principales atributos de estas áreas.

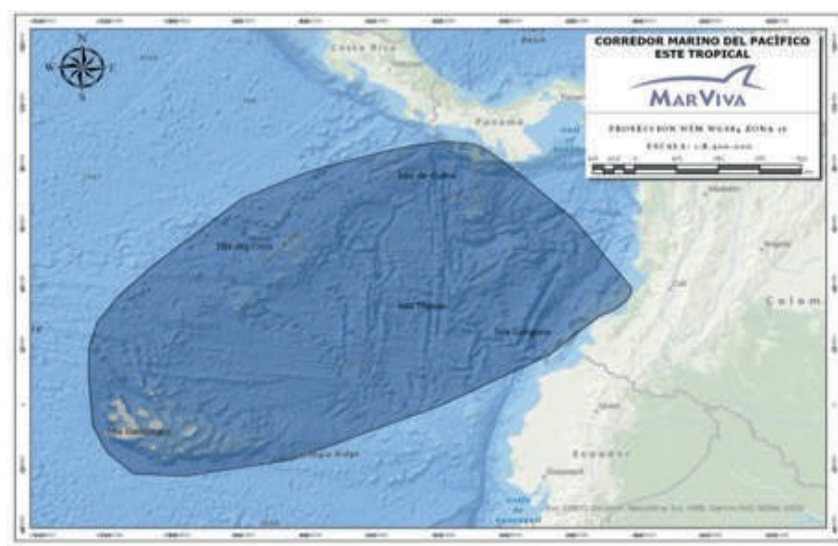


Figura 1. Área que conforma el Corredor Marino del Pacífico Este Tropical (Fuente: Áreas Protegidas | Corredor Marino del Pacífico Este Tropical; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

Parque Nacional Isla del Coco: se localiza a unos 500 kilómetros (km) de la costa de Centroamérica, consiste de una isla principal de 24 km² y varias islas más pequeñas e islotes que coronan una estrecha plataforma insular (Lizano, 2008, 2012). Alrededor de esas zonas emergidas se extiende un AMP que abarca casi 2.000 km² (Alvarado et al., 2012). Alberga 45 especies marinas endémicas (que no se encuentran en ningún otro lugar), posee uno de los complejos coralinos más extensos y ricos en especies del PTO y es un área de confluencia de animales pelágicos y neríticos de ambientes arrecifales, considerado un eslabón clave (*step stone*) para el asentamiento y la colonización de organismos bentónicos cuyas larvas han viajado con las corrientes desde el Pacífico Occidental. Amplias descripciones sobre las condiciones oceanográficas y biológicas de esta área pueden encontrarse en Cortés (2008; 2012). Fue declarado Patrimonio Natural de la Humanidad en 1997 por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés) y Humedal Protegido de Importancia Internacional por la Comisión Ramsar; también es parte del Patrimonio Histórico-Arquitectónico de Costa Rica.

Parque Nacional Coiba: se encuentra a 440 km al suroeste de la Provincia de Veraguas, Distrito de Montijo, Panamá, en el Golfo de Chiriquí. Está conformado por ocho islas menores y 30 islotes de origen volcánico. Su extensión es de 2.701 km² y el 20 % de esta corresponde a territorio emergido (Cardiel et al., 1997). Alberga una gran riqueza biológica compuesta por más de 1.045 especies de plantas vasculares, 224 especies de vertebrados terrestres y más de 2.000 especies marinas registradas hasta ahora (Fundación MarViva, 2014). Se destaca la presencia de 33 especies de elasmobranchios, entre ellos el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*) y la mantarraya (*Mobula birostris*), así como de grandes peces pelágicos como el dorado (*Coryphaena hippurus*) y el atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*) (Vega et al., 2016). En el año 2005 fue declarado Patrimonio Natural de la Humanidad por la UNESCO.

Santuario de Fauna y Flora Malpelo: ubicada a 506 km de la costa continental de Colombia, la Isla Malpelo es un promontorio rocoso con apenas 120 hectáreas (ha) de territorio emergido, que representa la máxima elevación de una cordillera submarina conocida como la Dorsal de Malpelo. La isla alberga una especie de cangrejo y otra de lagarto, ambas endémicas, y es un lugar clave para la anidación de varias especies de aves oceánicas y migratorias. Alrededor de la isla se extiende una de las AMP más grandes del mundo, con 857.500 ha, donde confluyen varias corrientes oceánicas que propician la presencia y congregación de muchas especies de peces pelágicos como mantarrayas gigantes (*Mobula birostris*), tiburón de las Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (Soler et al., 2013; Ladino et al., 2021). Fue declarado en 2006 Patrimonio Natural de la Humanidad por la UNESCO y en 2002 como Zona Marina Especialmente Sensible por la Organización Marítima Internacional.

Parque Nacional Natural Gorgona: se localiza a 35 km de la costa continental de Colombia. Posee una extensión de 61.687,5 ha, 1.383 de ellas emergidas, consistentes en dos islas montañosas, Gorgonilla y Gorgona, esta última con una máxima elevación a 338 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m), lo que, dada la alta pluviosidad, propicia la presencia de innumerables arroyos y el desarrollo de una densa selva húmeda (IUCN, 2006). En estos bosques encuentran su hábitat 159 especies de aves migratorias y residentes, 35 de reptiles, una de ellas endémica, 543 de plantas vasculares y dos de peces dulceacuícolas (Díaz et al., 2001). Rodeando las islas existen alrededor de 300 ha de formaciones coralinas, las mejor desarrolladas y más extensas del Pacífico colombiano (Zapata, 2001), donde se ha registrado la presencia de 25 especies de corales duros, 24 de equinodermos, 53 de poliquetos, 525 de moluscos, 159 de crustáceos, 379 de peces marinos, 15 de mamíferos marinos, 6 de reptiles marinos y 86 de macroalgas, entre otros (Giraldo et al., 2014).

Parque Nacional y Reserva Marina de las Galápagos: Las Islas Galápagos se encuentran a 1.000 km de las costas continentales de Ecuador y allí confluyen el Parque Nacional Galápagos, que abarca el 97 % de las áreas emergidas del archipiélago, y por la Reserva Marina Galápagos, que comprende unos 133,000 km² de aguas oceánicas alrededor del archipiélago. En las Galápagos convergen las cálidas y transparentes aguas de la Contracorriente Ecuatorial del Pacífico y las frías y nutritivas de la corriente de Humboldt, lo que se traduce en la presencia de grandes animales pelágicos y migratorios, incluyendo aves oceánicas, mamíferos marinos, tiburones, atunes y peces picudos. Las islas, en sí, son enclaves biogeográficos que albergan una amplia gama de especies endémicas terrestres que le han otorgado a Galápagos el mote de laboratorio de la evolución (Castrejón y Charles, 2020; Figueroa, 2021). Las Galápagos concentran en dos de las islas una población de cerca de 25.000 habitantes y reciben alrededor de 250.000 visitantes cada año. Más de 1.500 especies exóticas han sido introducidas a las islas, representando un riesgo para las especies endémicas (Burbanon y Meredith, 2021). La pesca ilegal es la mayor amenaza para el AMP. Tanto las islas como la Reserva Marina son Patrimonio Natural de la Humanidad de la UNESCO.

4.1.2. Migravías en el CMAR

Las migravías son un conjunto de proyectos de conservación de la conectividad, que crean vínculos y corredores marinos entre áreas protegidas y otros parches de hábitats, tales como montes y cordilleras submarinas, facilitando la movilidad y garantizando el espacio vital de las especies, permitiendo que el flujo génico y la diversidad se mantengan entre las poblaciones que interactúan.

El concepto de migravía (termino en español para swinway o corredor de conectividad migratoria marina) fue desarrollado por la organización MigraMar, en respuesta a la necesidad de implementar áreas especiales reguladas conducentes a salvaguardar la conectividad e integridad de los ecosistemas, tanto de aguas abiertas como de los arrecifes entre las diferentes AMP, reduciendo la probabilidad de extinción y favoreciendo el enriquecimiento de especies y aumentando la resiliencia de las poblaciones frente al cambio climático (MigraMar, 2016).

La ruta metodológica para proponer la declaratoria de una migravía comprende: 1) justificación biológica, 2) análisis socioeconómico y 3) análisis de viabilidad legal. La justificación biológica consiste en demostrar la relevancia científica del área, para lo cual se requieren caracterizaciones geológicas, oceanográficas, inventarios de fauna y flora y análisis del estado de conservación de la biodiversidad, entre otros. Por su parte, el análisis socioeconómico contribuye a identificar los principales actores y analizar el contexto económico, lo cual permite identificar las estrategias más adecuadas para el manejo y la conservación del área. Finalmente, el análisis de viabilidad legal debe definir el marco normativo que ampara las posibilidades de planificación, ordenación y uso del espacio marino. Las subáreas para las cuales se establezcan restricciones de uso (p. ej. pesca), se deben analizar bajo consideraciones tanto espaciales como temporales (Peñaherrera-Palma et al., 2018; Bucaram y Cárdenas, 2018).

Estudios científicos realizados desde hace varias décadas (p. ej. Bessudo et al., 2011, Hearn et al., 2016; Nalesso et al., 2019) han logrado establecer que las especies marinas se desplazan regularmente a lo largo de cordilleras submarinas entre las islas oceánicas del PTO, lo que sugiere que se trata de un ecosistema único interconectado a través de dos migravías: i) entre el Parque Nacional Isla Cocos y la Reserva Marina de Galápagos, y ii) entre el Santuario de Fauna y Flora de Malpelo, el Parque Nacional Coiba y el Área de Recursos Manejados Cordillera de Coiba (Figura 2).



Figura 2. Migravías Coco-Galápagos y Coiba-Malpelo, del Corredor Marino del Pacífico Este Tropical (Fuente: PACIFICO, 2022)

- **La Migravía Coco-Galápagos:** conecta el Parque Nacional Isla del Coco y el Área Marina de Manejo Montes Submarinos, en Costa Rica, con la Reserva Marina de las Galápagos en Ecuador. Tiene una extensión de 240.000 km², equivalentes a casi toda el área continental de Ecuador, o a cerca de 5 veces el área continental de Costa Rica. Al conectar estas dos áreas de gran diversidad biológica, la Migravía hace posible la reproducción, la migración y la alimentación de cientos de especies de peces de interés comercial, así como de tiburones, rayas, mamíferos, aves y reptiles marinos. Asimismo, brinda servicios ambientales importantes para el bienestar socioeconómico de la población humana de ambos países (Red Pacífico, 2021). Gracias al trabajo conjunto entre el CMAR, MigraMar y otras organizaciones, se ha logrado reconocer esta Migravía, destacándose la importancia de la colaboración entre Costa Rica y Ecuador para su manejo conjunto (Enright et al., 2021; Red Pacífico, 2021). Actualmente se está formulando una propuesta conjunta de los dos países, junto con la UNESCO, para la designación de esta Migravía como la primera Reserva de la Biosfera Transfronteriza Marina y establecer los mecanismos para la colaboración permanente entre los dos países para su manejo (Red Pacífico, 2021).
- **La Migravía Coiba-Malpelo** es un corredor migratorio cobijado totalmente por figuras de protección, gracias a que Colombia amplió en 2017 la extensión del Santuario de Fauna y Flora Malpelo hasta el límite jurisdiccional con Panamá y que este, a su vez, hizo lo propio con el Parque Nacional Coiba hasta la línea limítrofe con Colombia, quedando así configurado formalmente el corredor entre ambas áreas núcleo (Peñaherrera-Palma et al., 2018; Enright et al., 2021). Varios estudios han documentado la conectividad poblaciones de tiburones y tortugas entre las áreas núcleo del CMAR y las costas continentales de Centro y Suramérica (Bessudo et al., 2011; Guzmán et al., 2019; MigraMar, 2021). Dicha conectividad resalta la importancia que tienen las AMP de Coiba y Malpelo en la supervivencia de especies altamente migratorias. Siete especies de tiburones, tortugas y ballenas han demostrado realizar migraciones regulares a lo largo de la Migravía Coiba-Malpelo (MigraMar, 2021). Este corredor marino se suma a los existentes entre Malpelo y Galápagos, entre Malpelo y la Isla del Coco y entre Malpelo y el Golfo de Tribugá, en la costa continental de Colombia. Sin embargo, estas últimas áreas mencionadas carecen aún de medidas suficientes para su protección (Red Pacífico, 2021; MigraMar, 2021).

Los países deben reforzar sus acciones contra la pesca ilegal, fomentar la investigación científica y facilitar los proyectos y programas de cooperación entre los países, como lo es la red MigraMar, conformada por investigadores de Colombia, Costa Rica, Ecuador, Estados Unidos, Panamá, Chile y México, con el objetivo de unir conocimientos y esfuerzos para presentar a los gobiernos información clara sobre las razones de proteger y conservar los corredores marinos en el PTO (Enright et al., 2021; Red Pacífico, 2021; MigraMar, 2021).

4.2. EL CORREDOR MARINO DE PANAMÁ

En el año 2005, el gobierno de Panamá declaró el Corredor Marino de Panamá (CMP) para la protección y conservación de los mamíferos marinos, el cual abarca todas las aguas marinas bajo la jurisdicción de la República de Panamá que, de acuerdo con la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR), comprende el Mar Territorial, la Zona Contigua y la Zona Económica Exclusiva. Con la creación del CMP se buscó promover la investigación de los mamíferos marinos e impulsar el avistamiento, la recreación, la educación, la investigación y la terapia a campo abierto, así como programas de concienciación ambiental y vigilancia ciudadana (Ley 13, 2005).

El CMP también pretende fortalecer el manejo de las áreas protegidas localizadas tanto en el Golfo de Chiriquí como en el Golfo de Panamá, así como la conectividad con otras AMP del CMAR. Además, debe robustecer la investigación científica en torno a la biodiversidad marina, el estado de conservación de las especies, las migraciones, los fenómenos oceanográficos de afloramiento y los efectos del cambio climático, entre otras. Con esta iniciativa, la totalidad de la superficie marina panameña en el océano Pacífico estará bajo algún grado de conservación.



5.

EL GRAN GOLFO DE CHIRIQUÍ



Tiburón ballena
Rhincodon typus

El Gran Golfo de Chiriquí comprende el Golfo de Chiriquí propiamente dicho y el Golfo de Montijo, abarcando aproximadamente 16.356 km² que corresponden a una gran porción de la mitad occidental del Pacífico panameño. En el Golfo se encuentra un conjunto de AMP y áreas de manejo especial: Parque Nacional Coiba y su Zona Especial de Protección Marina, Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí, Manglares de David y Área de Recursos Manejados Humedal de Importancia Internacional Golfo de Montijo, Reserva de Vida Silvestre Playa La Barqueta, Playa Boca Vieja, Isla Montuosa, Zona de Comanejo para la Pesca Responsable en la Bahía de Pixvae y Zona Especial de Manejo Marino-Costero de la Parte Sur de Veraguas (Maté, 2006) (Figura 3). Además, incluye un complejo de islas costaneras (Cébaco, Gobernadora, Secas, Paridas y Contreras), de la porción central (Coiba, Ranchería y Canal de Afuera) y del borde de la plataforma (Jicarón, Jicarita y Ladrones).

La profundidad promedio dentro del golfo es de 200 m y solo a menos de un kilómetro de Isla Jicarón sobrepasa los 1.000 m de profundidad. Alberga varios tipos de hábitats como arrecifes de coral, praderas de pastos marinos, los manglares, las costas rocosas, las planicies intermareales fangosas y las playas arenosas, que proporcionan una variedad de nichos que favorecen una alta biodiversidad de peces (Dominici-Arosemena y Wolff, 2006).

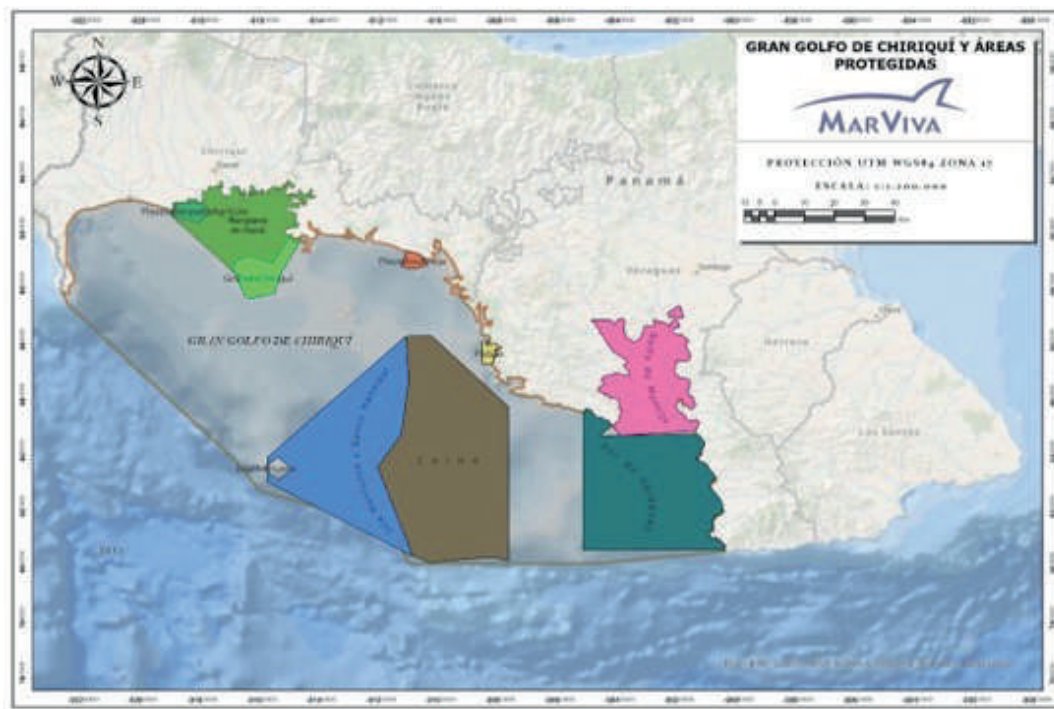


Figura 3. Delimitación del Gran Golfo de Chiriquí (océano Pacífico de Panamá), con la ubicación de las áreas protegidas y zonas con alguna categoría de conservación (Fuente: Áreas Protegidas | Ministerio de Ambiente de Panamá; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

A pesar de su proximidad al Golfo de Panamá y a las idénticas condiciones climatológicas del Istmo de Panamá, el Gran Golfo de Chiriquí presenta características oceanográficas distintas (Figura 4), ya que en este no hay afloramiento de aguas, como lo indican los análisis de temperatura, salinidad y datos de fosfatos disueltos (Kwiecinski y Chial, 1983). La ausencia de surgencia es consecuencia del índice de estrés del viento del norte relativamente bajo, que en contraste es mucho más alto en el Golfo de Panamá, donde sí ocurre el fenómeno periódicamente (Kwiecinski y Chial, 1983). El Gran Golfo de Chiriquí mantiene aguas térmicamente estables durante todo el año, con temperaturas promedio entre 27 y 29 grados centígrados (°C), lo que favorece el desarrollo de formaciones coralinas (Glynn y Macintyre, 1977). Sin embargo, se han registrado durante la época seca algunas anomalías debidas a que la termoclina se ubica a poca profundidad (10 m), pudiendo bajar súbitamente la temperatura superficial a menos de 25 °C (Glynn y Macintyre, 1977), debido al ascenso de aguas frías, a manera de pequeños episodios de afloramiento estacional (D´Croz y O’Dea 2007, 2009).

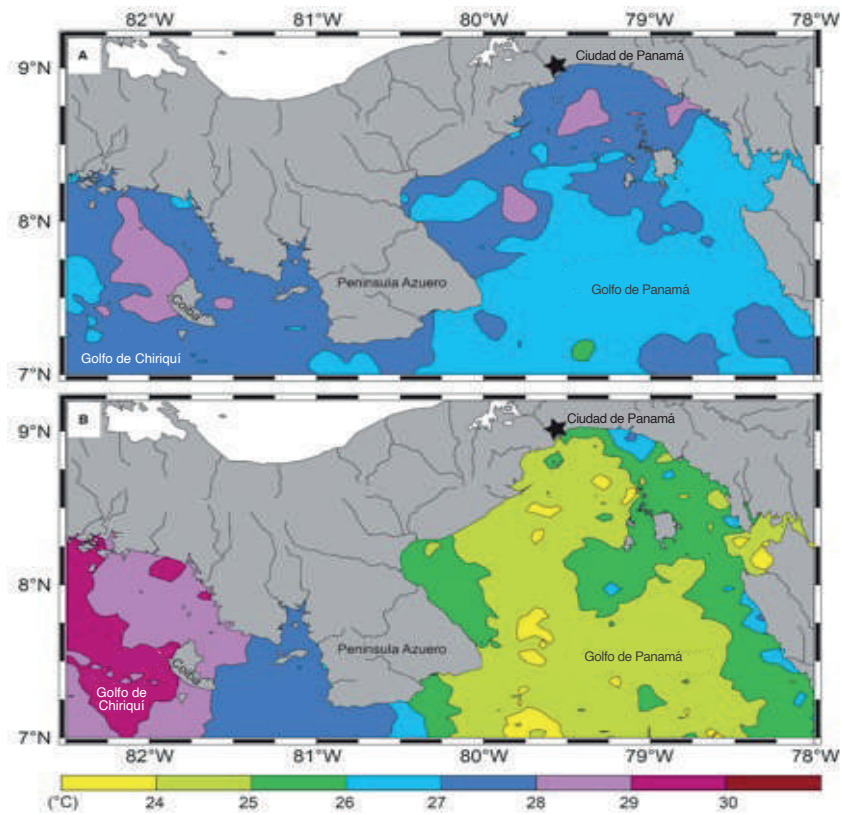


Figura 4. (A) Temperatura superficial del mar (TSM) temporada lluviosa (mayo de 2004). (B) TSM en temporada seca (febrero de 2005) en el Gran Golfo de Chiriquí el Golfo de Panamá (Pacífico de Panamá) (Fuente: Modificado de Reijmer et al., 2012)

El Gran Golfo de Chiriquí está influenciado por diversos sistemas de corrientes marinas superficiales, particularmente la Contracorriente Ecuatorial del Norte, proveniente del Pacífico Central, con mayor intensidad en agosto, que baña todo el año las costas de Costa Rica, Panamá y Colombia (Cromwell y Bennett, 1959; Glynn y Wellington, 1983). Se especula que, durante la época seca, las aguas superficiales de la Ensenada de Panamá (*Panamá Bight*) forman el llamado Flujo de Panamá, que se dirige con mayor fuerza hacia la Península de Azuero y hacia el sur, pudiendo alcanzar hasta las Islas Galápagos (Glynn y Mate, 1997; Glynn, 2003). Sin embargo, la estacionalidad de este fenómeno aún no está clara. Igualmente, también es incierto si esta corriente o flujo podría afectar las diversas islas del Gran Golfo de Chiriquí y permitir así la conectividad dentro de la región.

5.1. HÁBITATS MARINOS CRÍTICOS

La descripción de los tipos de hábitat marinos críticos proporciona una referencia común al establecimiento de corredores marinos entre áreas naturales marinas y costeras que interesa conservar. Pese a la escasez de conocimientos detallados sobre los hábitats y la biodiversidad del Gran Golfo de Chiriquí, su gran heterogeneidad fisiográfica y diversidad de especies, merece la pena destacar algunos de los hábitats marinos que pueden considerarse críticos o cruciales para la existencia de un corredor biológico marino-costero dentro de dicha región.

Los fondos cubiertos por sedimentos son el ambiente bentónico predominante en el Golfo. Se trata de hábitats poco estructurados cuya variabilidad depende del tipo y tamaño de grano dominante del sedimento y de la profundidad. En este contexto, los bancos de arena son elementos topográficos irregulares elevados, alargados, redondeados o irregulares, permanentemente sumergidos, formados principalmente por arena, pero también pueden presentar cantos, cascajos, fango y arcilla. Los fondos con sedimentos carbonatados, producto de la erosión de esqueletos coralinos, de moluscos y de rodolitos y otras algas calcáreas, se encuentran principalmente alrededor de las islas y están dominados por tamaños de grano relativamente grandes (Reijmer et al., 2012).

Como suele ser la regla en el PTO, las formaciones coralinas del Gran Golfo de Chiriquí son relativamente pobres en especies y de poca extensión, pero se las encuentra alrededor de casi todas las islas. Los arrecifes mejor desarrollados se encuentran en la Bahía de Damas, en Isla Coiba, e Isla Jicarita, seguidos de Islas Contreras, Islas Secas, Islas Ladrones y otras (Figura 5). Además, se ha registrado la presencia de pequeños arrecifes en la costa continental de Bahía Honda y en Isla Cébaco (Guzmán y Breedy, 2008). En estos arrecifes se han registrado 75 especies de coral, 23 de ellas hermatípticas o corales duros, siendo *Pocillopora damicornis* la especie más importante como constructor del andamiaje arrecifal (Glynn y Macintyre, 1977). Tapetes coralinos, que no pueden considerarse arrecifes, se concentran en algunas áreas donde el sustrato basal, por lo general, no es calcáreo o carbonatáceo. Las principales especies hermatípticas (constructoras de arrecife) son *Porites lobata*, *Pocillopora damicornis*, *Pocillopora elegans* y *Psammocora stellata* (Guzmán y Breedy, 2008). Con respecto a la cobertura viva de estos organismos, el promedio en el Golfo de Chiriquí es de 34,5 %, con marcadas variaciones, según el lugar, que van desde menos del 1 % hasta un máximo de 8,4 % (Gómez et al., 2018).

Es muy probable que algunas de las formaciones coralinas del Gran Golfo de Chiriquí sean fuentes de larvas y juveniles de corales y otros organismos arrecifales para otras áreas del PTO (Vega y Villarreal, 2003). También se ha encontrado una alta riqueza de especies de peces, incluyendo muchas de importancia comercial (Vega y Villarreal, 2003; Dominici-Arosemena y Wolff, 2006).

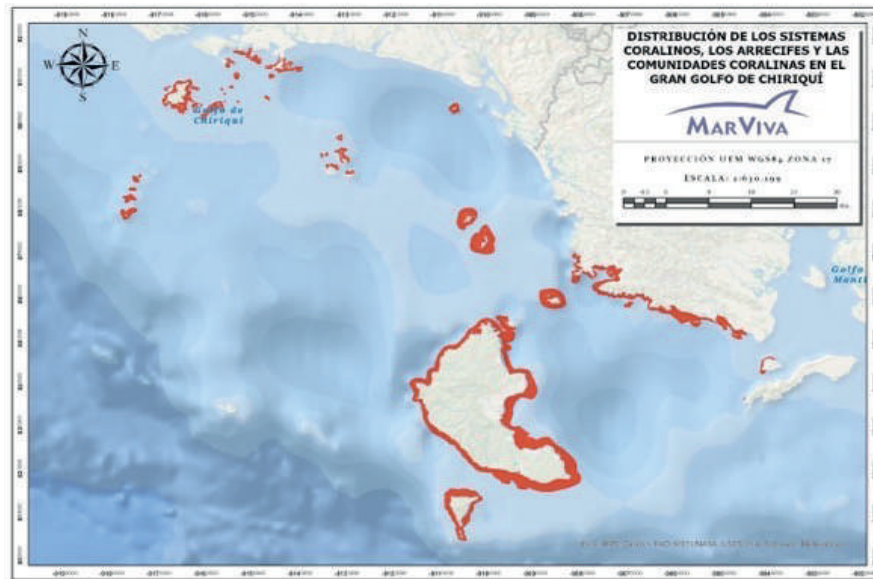


Figura 5. Distribución de sistemas coralinos en el Gran Golfo de Chiriquí (Fuente: TNC, 2008 | MarViva; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

Los manglares son formaciones boscosas particulares que se desarrollan como una transición entre los ecosistemas marinos y terrestres, pues diariamente reciben la influencia de aguas marinas y de agua dulce proveniente de los ríos, quebradas y fuentes subterráneas, además de nutrientes y sedimentos. En el Gran Golfo de Chiriquí los manglares mantienen una cobertura 711 km², distribuidos a lo largo de la costa continental y en algunos sitios específicos en la Isla de Coiba. Dicha extensión representa el 27,65 % de toda la cobertura de manglares de Panamá (MiAMBIENTE, 2012; Osorio, 1994; Del Olmo et al., 2018) (Figura 6), y es superior a la extensión que ocupan todos los manglares en Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Haití y República Dominicana (CATHALAC, 2007).

En estos manglares es posible encontrar bosques monoespecíficos como también conformados por hasta seis especies, cuya zonación responde al patrón clásico establecido para las costas del PTO (Díaz, 2021): visto desde el mar hacia tierra firme, las primeras especies que se encuentran son el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y el mangle caballero (*R. racemosa*), seguidas del mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), el mangle botón (*Conocarpus erecta*) y el mangle piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*). El mangle negro (*Avicennia germinans* y *A. bicolor*) suele ocupar las planicies fangosas inundables.

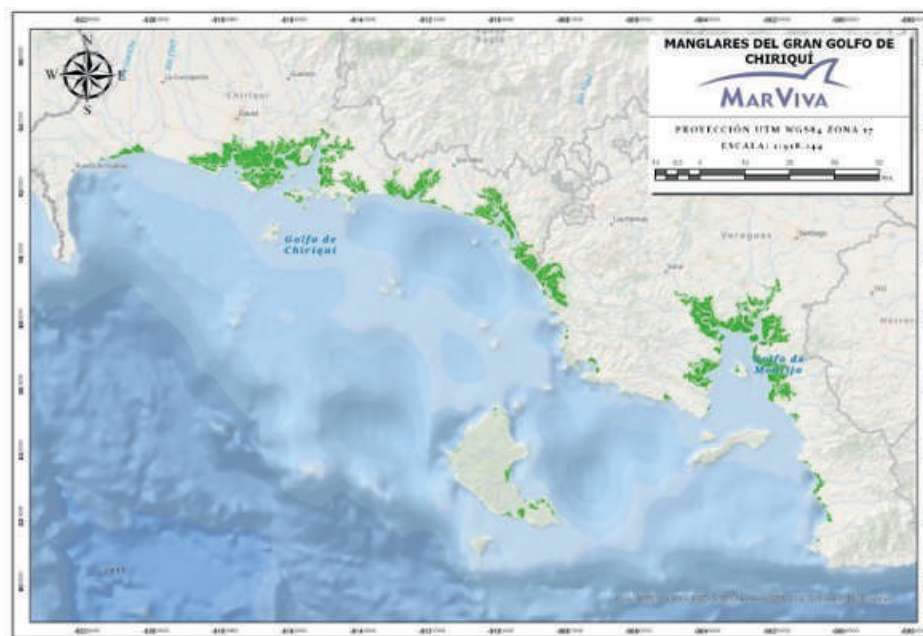


Figura 6. Cobertura de manglares en el Gran Golfo de Chiriquí (Fuente: Manglares | Ministerio de Ambiente de Panamá; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

En el contexto de los corredores marinos, los manglares toman relevancia por el vínculo que tienen con otros ecosistemas marinos, como los arrecifes de coral, a través del intercambio de biomasa, el movimiento de especies entre ellos y las funciones ecosistémicas que desempeñan (residencia, guardería, reciclaje de nutrientes, transferencia de energía a través de materia orgánica, sitios de descanso y alimentación, etc.), que resultan en una conectividad funcional necesaria para la vida en el entorno marino (Aké Castillo y Rodríguez Gómez, 2019). Por otra parte, los manglares son hábitats de refugio muy importantes para mantener poblaciones de organismos marinos frente a los efectos derivados del cambio climático (Stewart et al., 2021). Manglares, formaciones coralinas, fondos sedimentarios y otros hábitats marinos en el Gran Golfo de Chiriquí no deben verse como sistemas aislados, sino como hábitats continuos en función de la conectividad entre sistemas, lo que permite hacer más eficientes e integrales las medidas de manejo para los corredores y las AMP.

5.2. ESPECIES MARINAS DE ALTA MOVILIDAD

5.2.1 Tiburones

Los tiburones tienen importancia particular en la biodiversidad por ser animales altamente migratorios, que ocupan, en su mayoría, posiciones tope dentro de la cadena alimenticia. Aunque algunas especies se distribuyen a través de áreas muy amplias, la mayoría depende de los ecosistemas costeros como zonas de alimentación y durante las primeras etapas de su vida reproductiva (Heupel et al., 2007).

Vega et al. (2011) listan 14 especies desembarcadas por la flota artesanal en el Gran Golfo de Chiriquí, entre las que se encuentran representantes de las familias Alopiidae (*Alopias pelagicus*), Carcharhinidae (*Carcharhinus porosus*, *C. limbatus*, *Galeocerdo cuvier*, *Rhizoprionodon longurio*, *Triaenodon obesus*, *Nasolamia velox*), Sphyrnidae (*Sphyrna media*, *S. corona*, *S. tiburo*, *S. lewini*), Triakidae (*Mustelus lunulatus*, *M. dorsalis*) y Ginglymostomatidae (*Ginglymostoma cirratum*). Por su parte, Robles y Montes (2011) detectaron la presencia de ocho especies de tiburones que están siendo capturadas por los pescadores artesanales que operan en el área de manglares de David.



Tiburón aletinegro
Carcharhinus limbatus

El tiburón martillo común, *S. lewini*, es la especie mejor estudiada, especialmente en lo referente a sus movimientos y zonas de crianza. La agregación de *S. lewini* ha sido documentada por diferentes autores (Castro, 1993; Zanella y López-Garro, 2015; Nalesso et al., 2019), quienes mencionan que el uso de áreas de alumbramiento, crianza y protección de crías es común en zonas costeras. Este comportamiento ha sido observado de igual forma en *C. falciiformis*, *C. leucas*, *C. limbatus*, *C. obscurus*, *R. longurio*, *M. lunulatus*, *N. velox*, y *S. zygaena*, en temporadas de máxima reproducción (Villavicencio Garázar, 2000). Tiburones neonatos y juveniles se encuentran en el Gran Golfo de Chiriquí, justamente en los sitios más someros, ubicados hacia la zona interna del golfo (Del Cid, 2011). Según un reciente estudio el 48 % de los hábitats críticos para las especies de tiburones en esta área se encuentran dentro de las AMP (Figura 7) (López-Angarita et al., 2021).

El tiburón ballena (*Rhincodon typus*) es la especie de pez existente que alcanza mayor talla, hasta casi 15 m de longitud. Su presencia en el Gran Golfo de Chiriquí es frecuente y es probable que allí se encuentren sitios de reproducción y crianza para la especie, así como zonas de abundante alimento, constituido principalmente por plancton y pequeños crustáceos pelágicos (Luschi, 2013), cercanas a la costa. Los estudios genéticos realizados con el tiburón ballena sugieren una alta conectividad entre las poblaciones y se sospecha que existe una metapoblación del Indo-Pacífico, con posibles migraciones entre algunas cuencas oceánicas. Al respecto, se realizó el seguimiento satelital de la migración transpacífica de una hembra de tiburón ballena, marcada en la Isla de Coiba (Golfo de Chiriquí), que viajó más de 20.000 km hasta la Fosa de las Marianas, en el Pacífico occidental, en 841 días (Figura 8), principalmente a través de la Corriente Ecuatorial Norte (Guzmán et al., 2018).

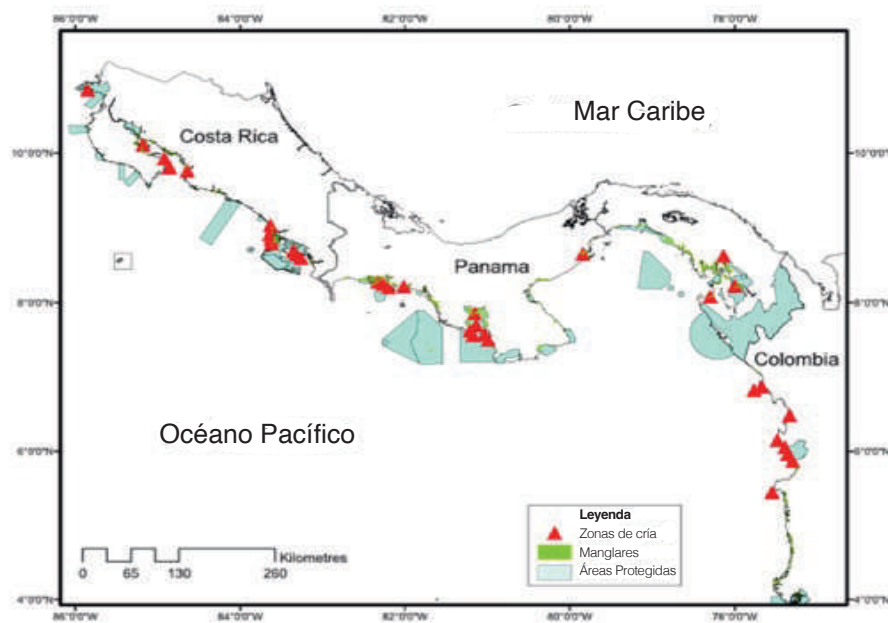


Figura 7. Zonas de crianza de tiburones en el Pacífico Tropical Oriental. Los triángulos rojos representan referencias anecdóticas y observaciones in situ. Las áreas marinas protegidas se resaltan dentro de polígonos sombreados en azul (Fuente: Tomado de López-Angarita et al., 2021)

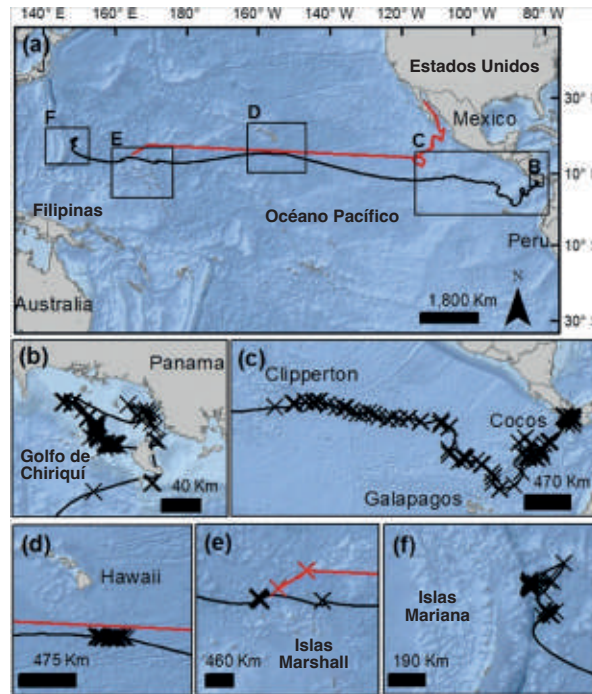


Figura 8. Ruta de desplazamiento de una hembra de tiburón ballena, *Rhincodon typus*, desde Panamá a las Islas Marianas (en negro; ejemplar marcado en septiembre de 2011) y desde México a las Islas Marshall (en rojo; ejemplar marcado en septiembre de 1995), según Eckert y Stewart (2001) (a); detalles de movilización en Panamá (b); Pacífico oriental (c); Hawái (d); Islas Marshall (e) e Islas Marianas (f) (Fuente: Tomado de Guzmán et al., 2018)

5.2.2. Tortugas marinas

De las siete especies de tortugas marinas conocidas en el mundo, tres han sido observadas anidando en playas del Gran Golfo de Chiriquí: *Chelonia mydas agassizi*, *Lepidochelys olivacea* y *Eretmochelys imbricata* (Vega et al., 2015b; Araúz et al., 2017), debido a que cuenta con playas apropiadas para la anidación masiva y solitaria. En el caso particular de la tortuga lora (*L. olivacea*) que anida en la costa del Pacífico de Panamá, su comportamiento migratorio se correlaciona con las condiciones ambientales a lo largo de las rutas de migración; se han identificado áreas comunes de anidación y alimentación (Guzmán et al., 2019). Las huellas migratorias de 34 tortugas lora marcadas en la costa del Pacífico de Panamá indican que viajaron sobre las ZEE de nueve países y en aguas internacionales (Figura 9). Este resultado destaca la importancia de las estrategias colaborativas de conservación en todas las áreas de alimentación y anidación (p. ej. creación de unidades regionales de conservación con la participación de Costa Rica, Panamá y Colombia) (Guzmán et al., 2019).

Indudablemente, el Golfo de Chiriquí es un importante corredor migratorio para las tortugas marinas que anidan en playas de la región y que se desplazan en múltiples direcciones desde sus sitios de partida para alcanzar hábitats de alimentación, descanso, desarrollo y reproducción. Este conocimiento ecológico básico es indispensable para auxiliar el diseño y puesta en práctica de corredores marinos adecuados para la protección y conservación de estos animales.



Tortuga lora
Lepidochelys olivacea

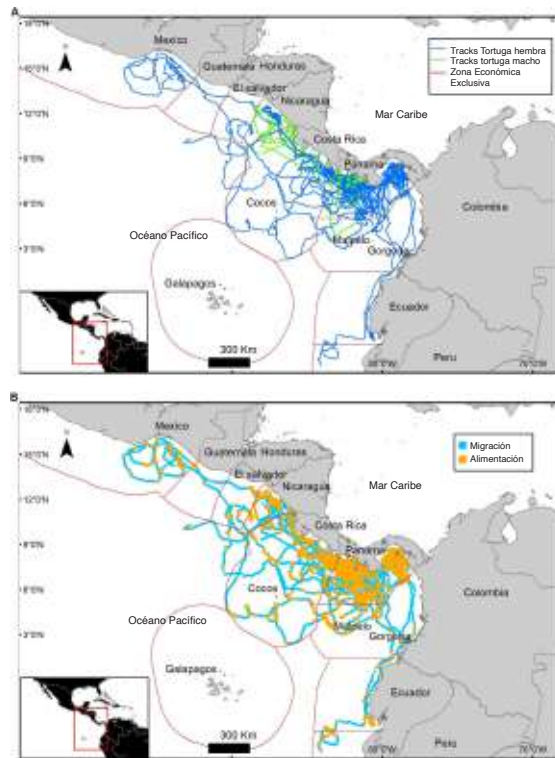


Figura 9. Huellas migratorias de 34 tortugas lora marcadas en la costa Pacífico de Panamá. (A) Las tortugas viajaron por las Zonas Económicas Exclusivas de nueve países y en aguas internacionales. (B) Estados de comportamiento identificados por el modelo HMM: alimentación (naranja) y migración (azul) (Fuente: Tomado de Guzmán et al., 2019)

5.2.3. Cetáceos

En las costas del Pacífico de Panamá se ha registrado la presencia de 24 especies de mamíferos marinos, incluyendo ballenas, delfines y marsopas (cetáceos), manatíes (sirenios), así como nutrias y lobos marinos de las Galápagos (carnívoros) (Aguilar et al., 1997). Recientemente se estudiaron las huellas migratorias de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), desde el Pacífico de Panamá, incluido el Gran Golfo de Chiriquí, hasta las costas de Ecuador. Entre 2009 y 2015, se desplegaron etiquetas satelitales en 47 individuos en Panamá y Ecuador con el fin de monitorear los movimientos de corta y larga distancia durante las temporadas de reproducción (Guzmán y Félix, 2017). Se observó un ámbito de distribución muy extenso, que puede ser explicado por un cambio de la fase de crianza a la de migración (Figura 10). Por otra parte, las madres se distribuyeron más cerca de la costa que otros individuos marcados sin sexo, pero todas se desplazaron hacia aguas más profundas, principalmente durante la migración. Estos resultados confirman la estratificación con sesgo materno en esta población a lo largo de todo el rango de reproducción. Estos hallazgos tienen implicaciones importantes para la gestión costera, incluida la reducción del riesgo derivado de actividades humanas como la captura incidental, los choques con barcos y la observación de ballenas (Guzmán y Félix, 2017).

A pesar de la ausencia relativa de estudios sobre cetáceos en el Golfo de Chiriquí, los trabajos realizados han contribuido especialmente al conocimiento sobre los patrones de movimiento y el comportamiento de la ballena jorobada en esta región, así como a la identificación de las principales amenazas que enfrentan (Rasmussen y Palacios, 2013; Guzmán y Félix, 2017). Además, dichos estudios destacan al Golfo de Chiriquí como un sitio de gran importancia a nivel mundial por recibir la visita de ballenas jorobadas de poblaciones de ambos hemisferios. Este tipo de información, combinada con el conocimiento ecológico que se tiene de la región, resalta la importancia de establecer corredores marinos que auxilien la protección de las rutas migratorias de estos organismos junto al desarrollo de planes de manejo y conservación de la especie y la regulación del turismo de observación de ballenas.

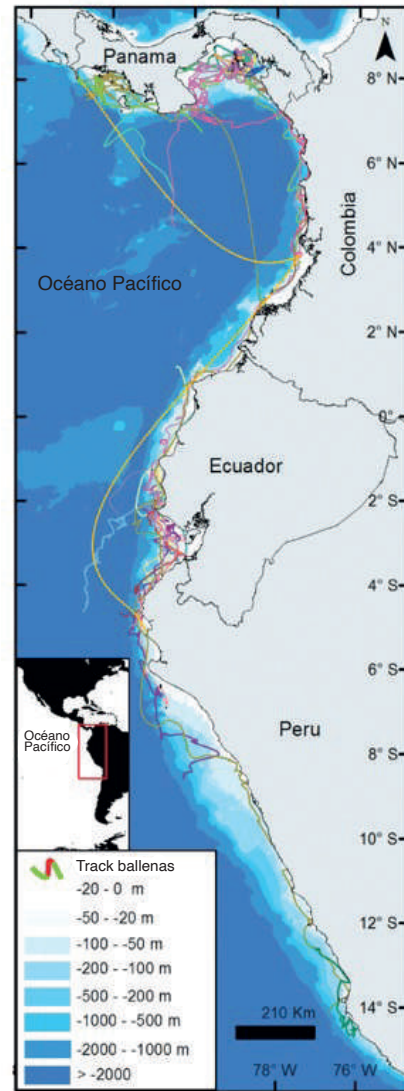


Figura 10. Huella migratoria de ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) marcadas en Panamá y Ecuador. Los desplazamientos se muestran en colores (Fuente: Tomado de Guzmán y Félix, 2017)

5.2.4. Grandes peces pelágicos

Los atunes y otros grandes peces pelágicos, como el dorado y los picudos (pez espada, marlín y pez vela), viven la mayor parte de su vida en aguas superficiales de alta mar y realizan grandes migraciones. Entre los atunes, en el Pacífico de Panamá se destaca el aleta amarilla (*Thunnus albacares*), que se distribuye a través de aguas tropicales y templado-cálidas, siendo la isoterma de los 14 °C una de las principales limitantes. Según el seguimiento de los movimientos de individuos marcados, sus desplazamientos suelen ser de centenares, no de miles, de kilómetros, y el intercambio entre las poblaciones occidentales y orientales del Pacífico parece ser limitado y no se puede aseverar a ciencia cierta con los datos de marcado actualmente disponibles (CIAT, 2010). En consecuencia, las evaluaciones asumen que hay una sola población en el Pacífico Oriental, con poca o ninguna mezcla con el resto del océano Pacífico (CIAT, 2013).

La pesquería de atún aleta amarilla tiene gran importancia para los pescadores de palangre industriales y artesanales en el Golfo de Chiriquí (Pacheco Rovira, 2013). Las capturas se registran principalmente en aguas oceánicas, al borde de la plataforma continental, en diferentes temporadas (Pacheco Rovira, 2013). Las poblaciones de atún están disminuyendo en todo el mundo, lo que puede atribuirse tanto a la pesca como al calentamiento del océano (Juan-Jordá et al., 2015; Erauskin-Extramiana et al., 2019). Se espera que la pérdida de los atunes y de otros depredadores marinos superiores tenga efectos importantes en los ecosistemas marinos, influyendo en muchos otros organismos a lo largo de la cadena alimentaria y sus hábitats asociados (Heithaus et al., 2008; Bond et al., 2019; Hazen et al., 2019).

El pez dorado (*Coryphaena hippurus*) es una especie epipelágica oceánica y nerítica que se encuentra en todos los océanos, en aguas cálidas a templadas superficiales hasta 85 m de profundidad. Presenta una gran capacidad de dispersión y un patrón migratorio asociado con su comportamiento reproductivo (desove) o con las corrientes oceánicas superficiales, teniendo como límite de distribución geográfica en el Pacífico oriental la zona de mezcla de aguas tropicales y templadas que está limitada en el norte por la Corriente de California y al sur por la Corriente de Perú (Robertson y Allen, 2020).

En Panamá, la pesca de pez dorado se realiza de forma deportiva, debido a su rápida tasa de reproducción, crecimiento, velocidad y resistencia (Mate, 2006). Sin embargo, se ha incrementado la extracción de este recurso de forma artesanal mediante el empleo de palangres, debido a su eficiencia en la captura de especies depredadoras y altamente migratorias (Villaseñor et al., 2009). Para el Golfo de Chiriquí se informa una captura por unidad de esfuerzo de 61,48 dorados por 10.000 anzuelos, donde el 91,3 % de los individuos capturados se encontraron vivos y el 8,7 % muertos, todos con enganche en la boca. Como captura acompañante en esta pesquería se encuentran habitualmente tortugas (59,3 %) y tiburones (40,7 %).


En cuanto a los peces picudos, que incluyen el pez vela (*Istiophorus platypterus*), el pez espada (*Xiphias gladius*) y los marlines (*Makaira nigricans* y *Kajikia audax*) (Collette et al., 2006), se trata de depredadores pelágicos conocidos por su velocidad y extensos desplazamientos. Este grupo de peces ha adquirido gran importancia económica a nivel mundial, no solo como recurso alimenticio (McDowell y Graves, 2002; Hyde et al., 2005) sino también por ser objeto predilecto de la pesca deportiva (McDowell y Graves, 2002), lo que

genera millones de dólares y muchos empleos en algunos países (Hutt y Silva, 2019). En Panamá, los picudos son capturados por palangreros pequeños y medianos, que operan principalmente dentro de la ZEE del Pacífico de Panamá (Pacheco Rovira, 2013). Por otra parte, se estima que los turistas de pesca deportiva de picudos y otros grandes peces los picudos son capturados por palangreros pequeños y medianos, que operan principalmente dentro de la ZEE del Pacífico de Panamá (Pacheco Rovira, 2013). Por otra parte, se estima que los turistas de pesca deportiva de picudos y otros grandes peces pelágicos traen anualmente a Panamá USD 72 millones en ingresos y empleos (Southwick et al., 2013). Las organizaciones internacionales de manejo pesquero han expuesto la ineludible necesidad de una mayor información sobre la pesca y biología básica de estas especies, incluyendo un mejor seguimiento de los desembarques por especies, así como la identificación de los hábitats de desove, para ayudar a la gestión y conservación de los peces de pico a nivel mundial (Hanner et al., 2011).

En las últimas décadas se ha venido observado una disminución en las poblaciones de picudos en el Pacífico centroamericano (Ehrhardt y Fitchett, 2006), debido principalmente a la pesca incidental con palangres (Galeana-Villaseñor et al., 2008; Pacheco Rovira, 2013). Si bien los picudos no son especies objetivo, sí son una parte importante de la captura incidental en las pesquerías de atún en el PTO (IATTC, 2020). A pesar de la alta incertidumbre en las evaluaciones pesqueras, hay evidencia de que la abundancia de algunas especies de picudos está disminuyendo por debajo de un nivel ecológicamente aceptable (Pons et al., 2017).

La protección de los ecosistemas pelágicos y de los grandes animales pelágicos se ha pasado por alto en el diseño y la declaración de las AMP (Game et al., 2009; Boerder et al., 2019; Gallagher et al., 2020). Esto se debe principalmente a la dinámica intrínseca de estos hábitats y a la alta movilidad de los mamíferos marinos, las tortugas y los grandes peces pelágicos. Las AMP diseñadas específicamente para proteger el medio ambiente pelágico serían más difíciles de vigilar y monitorear sistemáticamente. No obstante, existen algunos ejemplos de AMP que se fueron declaradas, intencionalmente o no, con el objetivo de proteger a las especies pelágicas (González-Andrés et al., 2016; Blanco Bolaños y Carballo Madrigal, 2018). Por otra parte, existe evidencia de que las AMP en islas oceánicas son importantes como áreas de residencia para grandes pelágicos como los atunes, protegiendo el hábitat viable para el desove de estas especies (Richardson et al., 2018; Carlisle et al., 2019; Hernández et al., 2019). Es necesario comprender las preferencias de hábitat y el reclutamiento local para identificar y proteger las áreas, y facilitar la conectividad poblacional y el intercambio de larvas mediante corredores biológicos, donde las especies son más vulnerables. De esta manera, se puede apoyar el diseño de programas integrados para una gestión más eficiente de las poblaciones de peces pelágicos.

El diseño de corredores marinos que aseguren la conectividad de redes de áreas marinas protegidas en el Golfo de Chiriquí debe complementarse con un aumento en la investigación acerca de la abundancia y distribución de especies pelágicas de interés pesquero y que se encuentren amenazadas por sobrepesca en la región (Lasso y Zapata, 1999; Guzmán et al., 2015; Peñaherrera-Palma et al., 2018). Tales investigaciones permiten identificar y entender las áreas de interés de protección y/o regulación. Sin embargo, es necesario ampliar los estudios hacia los patrones migratorios y las preferencias de hábitat de las especies de interés comercial (Peñaherrera-Palma et al., 2018).



6. IDENTIFICACIÓN Y DELIMITACIÓN DEL CORREDOR BIOLÓGICO MARINO-COSTERO EN LA PORCIÓN CENTRO ORIENTAL DEL GOLFO DE CHIRIQUÍ



Arrecife de coral
Parque Nacional Coiba, Golfo de Chiriquí, Panamá

En esta sección se explica el enfoque desarrollado para la identificación del corredor marino-costero en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí. El objetivo principal de esta iniciativa de conservación es identificar y promover la presencia de corredores marinos, como un elemento a valorar dentro de un futuro proceso de Planificación Espacial Marina y posterior administración integral de los recursos y ecosistemas en la zona. Se trata de un proceso científico, que incluye la participación de las comunidades en la zona costera y de las instituciones de gobierno, académicas, de investigación y ONG.

6.1. ÁREA DE ESTUDIO

La zona delimitada para esta iniciativa de conservación acuática es un polígono que va desde Puerto Pedregal (David, Chiriquí) a Punta Brava (Soná, Veraguas) y tiene extensión de 12.282 km², que incluye áreas protegidas y no protegidas del Golfo de Chiriquí (Figura 11).

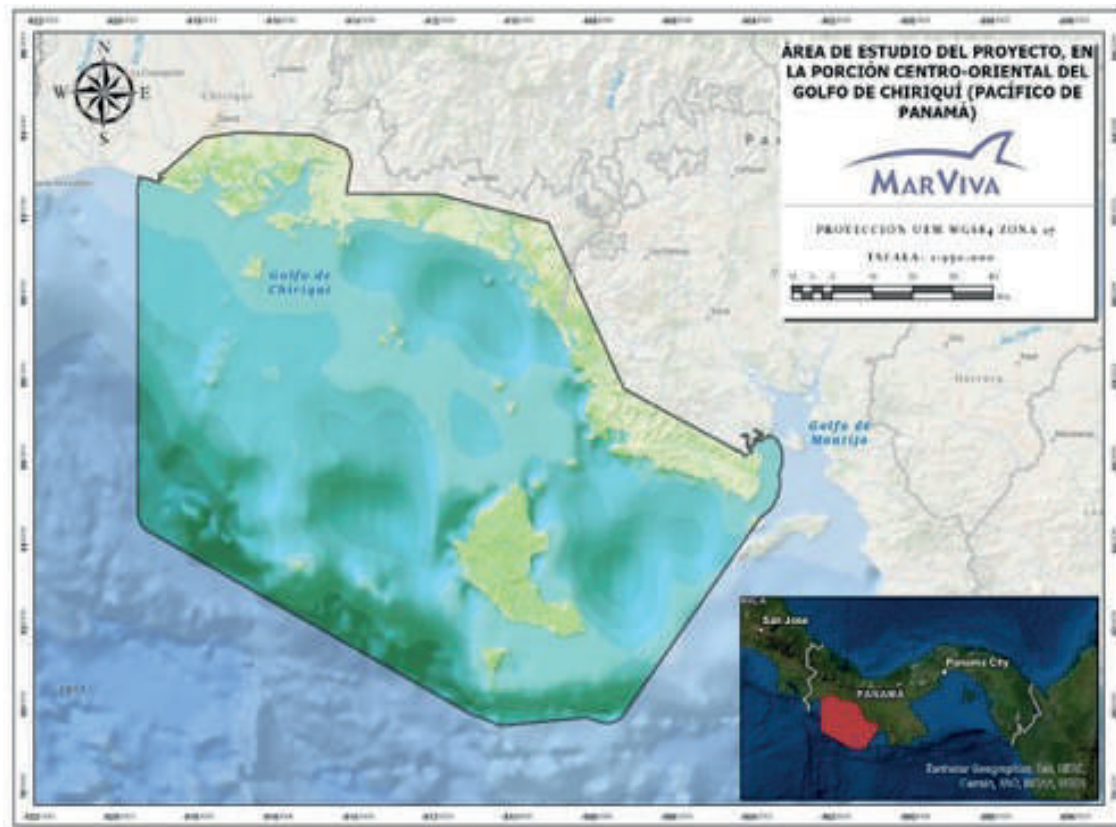


Figura 11. Delimitación del área de estudio del proyecto, en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí (Fuente: MarViva; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

6.2. COMPILACIÓN DE INFORMACIÓN SECUNDARIA DISPONIBLE

Se realizó una rigurosa búsqueda de información científica publicada y no publicada sobre las características oceanográficas y la biodiversidad marina dentro de la zona de estudio. Con esta información secundaria se realizó una caracterización del área desde la perspectiva de los objetos de conservación, basado principalmente en los tipos de hábitats y huellas migratorias de las especies reportadas en la zona. Dicha información fue el punto de partida para la aplicación de la metodología que dió lugar a la identificación del corredor acuático marino-costero.

6.3. DEFINICIÓN DE BASES DE DATOS SIG RELEVANTES

Existen muchos factores oceanográficos y biológicos que operan e interactúan en el ambiente marino y costero. La identificación del corredor se efectuó mediante la herramienta SIG, analizando información sobre los siguientes aspectos:

- a. Fondo Marino (TNC/Shapefiles tipo polígono)
- b. Batimetría
- c. Distribución de manglares y formaciones coralinas (MiAMBIENTE/TNC/Shape files tipo polígono)
- d. Corrientes
- e. Avistamiento de cetáceos 2002-2019 (Fundación PANACETACEA/Shape files tipo punto)
- f. Avistamiento de ballenas 2018-2020 (MiAMBIENTE - Shape files tipo)
- g. Monitoreo satelital de tiburón ballena (STRI/Shape files tipo punto)
- h. Monitoreo satelital de tortugas (STRI/Shape files tipo punto)
- i. Monitoreo satelital de ballenas (STRI/Shape files tipo punto)
- j. Sitios de abundancia de pargos (Universidad de Panamá-Centro Regional Universitario de Veraguas/Shape files tipo punto)
- k. Áreas de anidamiento de tortugas (MiAMBIENTE/ Shape files tipo punto)
- l. Delimitación de áreas protegidas (MiAMBIENTE/ Shape files tipo polígono)
- m. Avistamiento de cetáceos tortugas y pesca por cartografía participativa 2018 y 2021 (MarViva/ Shape files tipo polígono)

6.4. CRITERIOS Y VARIABLES

Una vez recopilada la información, los datos geoespaciales se procesaron para identificar los patrones de comportamiento, el ámbito hogareño y los hábitats o sitios críticos de la zona de estudio para un total de 14 individuos de tres especies: 3 ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*), 7 tiburones ballena (*Rhincodon typus*) y 4 tortugas lora (*Lepidochelys olivacea*).

Criterios adicionales que se emplearon para definir corredores para las especies estudiadas fueron la vulnerabilidad del ecosistema, la alteración o degradación del hábitat y la alta dependencia de hábitat.

- **Patrones de comportamiento:** Se utilizó la base de datos del STRI, que contiene registros de movimiento de las especies monitoreadas por Sistemas de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés). Se analizó el comportamiento de los individuos con mayor cantidad de información registrada, ordenando la información correlativamente según la fecha y hora reportada.
- **Ámbito hogareño:** Con el movimiento y trayectorias calculadas, se procedió a determinar una distribución direccional, la cual crea elipses de tendencias y dispersión preferentes dentro de un espacio dado.
- **Hábitats críticos:** Mediante la técnica geoestadística de análisis de puntos calientes, que utiliza la estadística G_i^* de Getis-Ord, se identificaron los hábitats críticos de cada individuo monitoreado dentro de su ámbito hogareño.

6.5. HÁBITATS CRÍTICOS IDENTIFICADOS

Según la última evaluación ecorregional de Mesoamérica, se identificaron 22 sitios prioritarios para la conservación del PTO en Panamá y de ellos, 6 están localizados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí (TNC, 2008). Además, existen 2 zonas de protección total dentro de las AMP, identificadas en su plan de manejo como zonas de conservación marina dentro de la zona de estudio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Sitios de conservación identificados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí, según la evaluación ecorregional marina en Mesoamérica y los planes de manejo de las AMP (Fuente: Tomado de TNC, 2008 y Planes de Manejo de Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí y Parque Nacional Coiba)

| Sitios de conservación identificados | |
|--|--|
| Evaluación ecorregional de Mesoamérica | Planes de Manejo de las AMP |
| Punta Burica (41.127 ha) | Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí (14,740 ha) |
| Golfo de Chiriquí (124.464 ha) | Parque Nacional Coiba (270.125 ha) |
| Islas Ladrones (9.315 ha) | |
| Islas Secas (15.247 ha) | |
| Gran Coiba (469.870 ha) | |
| Golfo de Boca Vieja (28.052 ha) | |

En el presente estudio, solo en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí se identificaron 10 hábitats críticos, los cuales corresponden a 1.289 km², donde aproximadamente el 58 % (737 km²) se encuentra dentro de las AMP y 42 % fuera de ellas (Cuadro 2, Figura 12). A continuación se presentan los sitios críticos identificados, su extensión y sus objetos de conservación.

Cuadro 2. Hábitats críticos, extensión y objetos de conservación identificados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí

| HÁBITATS Críticos identificados | | | |
|--|-----------------------------|---------------------|---|
| | Zona | Extensión | Objeto de conservación |
| SITIO 1 | Canales de Afuera | 172 km ² | Tiburón ballena (a) Playas rocosas y de arena gruesa, acantilados de roca dura, formaciones coralinas, pastos marinos, manglares, fondos sublitorales duros y de arena y lodos bioclásticos, fondos duros circalitorales, islas e islotes, áreas de concentración de cetáceos, tiburón martillo, meros y pargos; ocurrencia de <i>Millepora intricata</i> (b) |
| SITIO 2 | *Parque Nacional Coiba | 52 km ² | Zona de arrecife, Tiburón ballena (a) Playas rocosas y de arena gruesa, acantilados de roca dura, formaciones coralinas, pastos marinos, manglares, fondos sublitorales duros y de arena y lodos bioclásticos, fondos duros circalitorales, islas e islotes, áreas de concentración de cetáceos, tiburón martillo, meros y pargos; ocurrencia de <i>Millepora intricata</i> (b) |
| SITIO 3 | Golfo de Chiriquí | 37 km ² | Tiburón ballena (a) |
| SITIO 4 | Golfo de Chiriquí | 51 km ² | Tiburón ballena (a) |
| SITIO 5 | *Isla Jicarón e islotes | 69 km ² | Tiburón ballena y tortugas (a) Playas rocosas y de arena gruesa, acantilados de roca dura, formaciones coralinas, pastos marinos, manglares, fondos sublitorales duros y de arena y lodos bioclásticos, fondos duros circalitorales, islas e islotes, áreas de concentración de cetáceos, tiburón martillo, meros y pargos; ocurrencia de <i>Millepora intricata</i> (b) |
| SITIO 6 | *Parque Nacional Isla Coiba | 70 km ² | Ballena y tortugas (a) Playas rocosas y de arena gruesa, acantilados de roca dura, formaciones coralinas, pastos marinos, manglares, fondos sublitorales duros y de arena y lodos bioclásticos, fondos duros circalitorales, islas e islotes, áreas de concentración de cetáceos, tiburón martillo, meros y pargos; ocurrencia de <i>Millepora intricata</i> (b) |

| | Zona | Extensión | Objeto de conservación |
|-----------------|--|-----------------------|--|
| SITIO 7 | *Golfo de Chiriquí | 625 km ² | Ballena y tortugas (a) Playas rocosas y de arena gruesa, acantilados de roca dura, formaciones coralinas, pastos marinos, manglares, fondos sublitorales duros y de arena y lodos bioclásticos, fondos duros circalitorales, islas e islotes, áreas de concentración de cetáceos, tiburón martillo, meros y pargos, ocurrencia de <i>Millepora intricata</i> (b) |
| SITIO 8 | Islas Secas | 81 km ² | Ballena (b) Acantilados de roca dura, islas e islotes, fondos sublitorales duros y de arena y lodo bioclásticos, formaciones coralinas, sitios de reproducción de aves marinas, áreas de concentración de cetáceos, meros, pargos, tiburón martillo y tiburón ballena (b) |
| SITIO 9 | *Parque Nacional Isla Coiba | 101 km ² | Zona de arrecife (a) |
| SITIO 10 | Brincanco e isla Uva-Golfo de boca vieja | 31 km ² | Tiburón ballena (a) Evaluación ecorregional de Playas de arena gruesa y fina, manglares, planos intermareales de lodo, fondos sublitorales de lodo litoclástico, islas e islotes, sitios de reproducción de aves (b) |
| TOTAL | | 1.289 km ² | |

*Sitio localizado de forma parcial dentro de la zonificación de un AMP

(a) Información proveniente de individuos analizados en el estudio

(b) Información proveniente Evaluación ecorregional de Mesoamérica y los planes de manejo de las AMP (TNC, 2008)

La información de abundancia y distribución de especies es una piedra angular de muchas estrategias de recuperación de poblaciones naturales y el manejo de hábitats críticos para su sobrevivencia (Williams et al., 2006; Clarke et al., 2014; Espinoza et al., 2018). Los hábitats críticos son áreas específicas dentro del rango de distribución de una especie o población regularmente utilizada para realizar actividades esenciales para sobrevivir y mantener una tasa de crecimiento poblacional saludable (Herra-Miranda et al., 2016; Cuevas, 2017). Las áreas más cruciales son las de alimentación y reproducción. También es necesario tener en cuenta las zonas utilizadas para otras actividades asociadas a la obtención de alimento, socialización, cortejo, crianza, descanso y migración (Hoyt, 2005; Clarke et al., 2014).

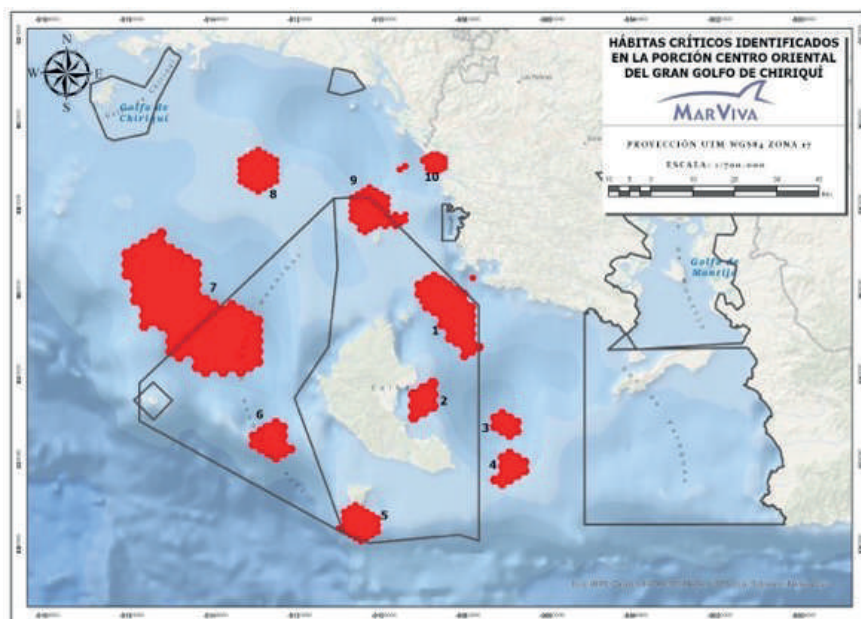


Figura 12. Hábitats críticos identificados en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí (Fuente: MarViva; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

6.6. CORREDOR CRÍTICO IDENTIFICADO

La explotación de las poblaciones marinas y la pérdida de hábitats van acelerándose e intensificándose con el paso del tiempo. Las actividades de desarrollo económico, especialmente la pesca, el turismo, las obras costeras y la contaminación marina son las razones principales del deterioro del medio marino y su biodiversidad (Vergara-Chen, 2016). Por consiguiente, es importante la creación, desarrollo y mantenimiento de herramientas para la protección de los hábitats marinos. Las AMP son actualmente un instrumento recomendado a nivel internacional para administrar el medio marino. Su establecimiento (total o parcialmente restringido) contribuye a la protección de la biodiversidad marina, el uso sostenible de las pesquerías, la gestión de conflictos, el fomento del bienestar económico y la mejora de la calidad de vida (Kerwath et al., 2013; Halpern, 2003; Halpern et al., 2009; Lester et al., 2009; Sciberras et al., 2013; Bucaram et al., 2018). No obstante, la implementación de AMP no es suficiente si no se cuenta con un esquema efectivo de manejo. Por lo tanto, deben ser consideradas solamente como una de varias herramientas de gestión de los recursos marinos. De este modo, para lograr un manejo efectivo en las AMP, se deben tener en cuenta algunos factores como una adecuada gobernabilidad, marcos jurídicos claros, cumplimiento e imposición efectiva de las normas, capacidad para controlar las actividades externas que afectan el área, planeación estratégica, creación de capacidades para el manejo y financiamiento sostenible para su gestión. Siempre y cuando se pongan efectivamente en práctica estos elementos, las AMP podrán contribuir con las metas de la conservación, uso sostenible de los recursos marinos y mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades costeras (Pomeroy et al., 2006).

Por otra parte, aunque cada vez se investiga más sobre la conectividad, esta información no se ha integrado bien en la planificación de las AMP. La brecha entre los científicos que recogen datos y los gestores que incorporan la conectividad a la planificación espacial de las redes de AMP sigue siendo un obstáculo para las acciones de conservación eficaces. Un reciente estudio (Balbar y Metaxas, 2019), pone de manifiesto esta brecha entre la investigación y la aplicación, al analizar el diseño de cientos de AMP y preguntarse si incluyeron explícitamente la conectividad como parte de su planificación. Las cifras son sorprendentes: de 746 AMP de 6 regiones del mundo, sólo el 11 % consideraba la conectividad como un criterio ecológico, y casi tres cuartas partes de estas se encontraban en California o Australia. Ante esta necesidad, el establecimiento de corredores biológicos dentro de paisajes marinos fragmentados y dominados por actividades humanas se ve como una opción viable. En este contexto, los corredores biológicos incluidos en los planes de manejo son apropiados como estrategias para la conservación de hábitats de interés, para hacerle frente a las condiciones de degradación y explotación (Krost et al., 2018).

La conectividad de las AMP, en este caso, las áreas núcleo, se establecen en relación con variables cuantitativas como coberturas y hábitats fragmentados, además de rutas de desplazamiento a través de hábitats adecuados, para determinar las respuestas que por especie se presentarían a cada cambio de condiciones de hábitats y paisajes (Chetkiewicz et al., 2006). La conectividad estructural dentro de los corredores biológicos se ve definida a través de diversos factores que se han ido analizando con el paso de los años y puesto en práctica en diferentes estudios (Chetkiewicz et al., 2006; Mumby, 2006; Bradbury et al., 2009; Pendoley et al., 2014); las principales características de la conectividad estructural recaen en la extensión y un número de brechas de movilización de especies y todas las posibles redes de conexión de paisajes que cuenten con las características requeridas para el hábitat de las especies (Grober-Dunsmore et al., 2009).

En Panamá ya se cuenta con alguna experiencia en la administración de corredores biológicos. Entre ellos está el CBM (desde el sudeste de México hasta la región central de Caribe de Panamá) y el CMAR (que incluye la zona especial de protección marina del Parque Nacional Coiba y que trata de mantener el intercambio biológico con otras áreas núcleo, como Isla del Coco en Costa Rica, Isla Malpelo e Isla Gorgona en Colombia y las Islas Galápagos en Ecuador). Estas iniciativas tienen como objetivo principal crear medidas de conservación de la biodiversidad marina y el desarrollo sostenible, a través de la conectividad y conservación de hábitats, con la participación de un complejo número de actores sociales. No obstante, a nivel local en Panamá no existen redes de AMP o corredores marinos entre las diversas áreas o entre hábitats marinos de interés para la conservación establecidas hasta la fecha.

Fundación MarViva, a través de este documento, identificó la presencia de corredores marinos como un elemento a valorar dentro de un futuro proceso de PEM y posterior administración integral de los recursos y ecosistemas en el Golfo de Chiriquí. Bajo esta visión, los corredores marinos favorecen la diversidad genética, facilitan la reproducción y alimentación de las especies marinas y aumentan la producción derivada del mar, a la vez que brindan servicios ambientales importantes para las comunidades costeras y las economías nacionales. La identificación y promoción de corredores marinos es una iniciativa de conservación y uso sostenible que busca la adecuada gestión de la biodiversidad y de los recursos marinos y

costeros mediante un manejo ecosistémico y a través de estrategias gubernamentales, considerando como áreas núcleo las AMP Parque Nacional Coiba, Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí, Refugio de Vida Silvestre Isla Montuosa y la Zona Especial de Protección Marina (ZEPM) del Parque Nacional Coiba, constituyendo una red de áreas marinas protegidas.

Es por ello que el proyecto presentó una resolución ante el Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE) para la declaración del corredor biológico marino-costero en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí (Figura 13, Anexo 1). Los objetivos que se persiguen con la creación de este corredor son:

1. Mantener la conectividad ecológica entre las AMP u otras zonas clave de hábitat marino o costero para el desarrollo del ciclo de vida de las especies marinas nativas, endémicas y migratorias.
2. Sostener o recuperar las capacidades y ofertas productivas de los ecosistemas, brindando un conjunto de bienes y servicios ambientales a las poblaciones de la región.
3. Desarrollar procesos de conservación y producción sostenible para el mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades costeras aledañas a las áreas de conexión, promoviendo la pesca, el ecoturismo, la investigación, entre otras.
4. Promover la investigación científica e impulsar el desarrollo de las capacidades locales y la gobernanza en los territorios colindantes para respaldar los procesos de planificación espacial marina.

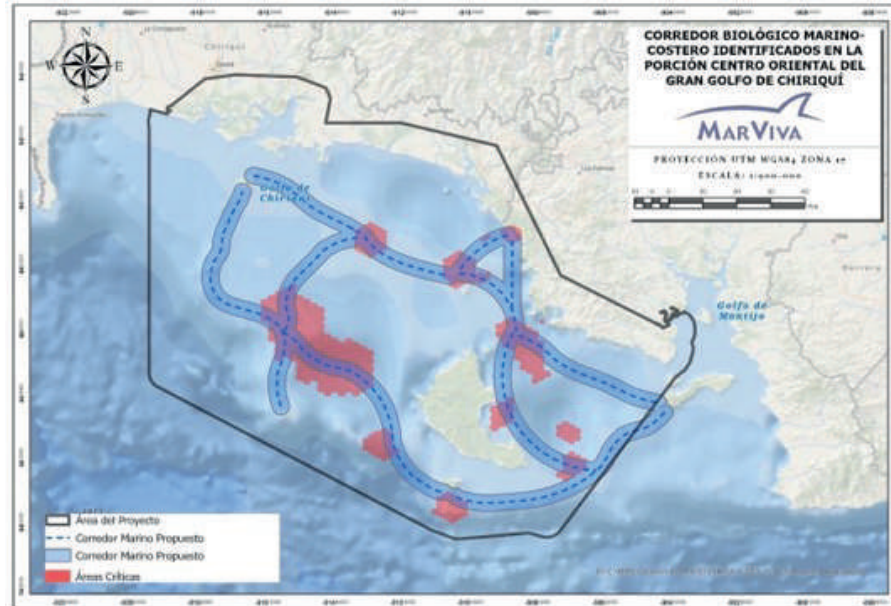


Figura 13. Corredor biológico marino-costero propuesto para la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí (Fuente: MarViva; Batimetría | Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia; Cartografía base | ESRI, NASA, USGS)

Para lograr que los corredores marinos en el Golfo de Chiriquí sean efectivos, se espera el respaldo por parte de MiAMBIENTE a esta iniciativa de conservación y que se reconozca la participación de los diferentes actores involucrados, gubernamentales o no, como elementos fundamentales de la gestión en los niveles local y nacional. Por otra parte, también es importante el logro de compromisos y acciones acordados por todos los actores sobre la base del reconocimiento de la realidad local, el respeto mutuo y la evaluación crítica, permanente y constructiva, la equidad en el cumplimiento real de los derechos y deberes adquiridos en el proceso de gestión compartido, así como justa participación y apoyo de la asistencia técnica y financiera con base en las necesidades y el nivel de compromiso, además de la transparencia en la toma de decisiones, coordinación y ejecución de acciones sobre el proceso de gestión en esta iniciativa.

Entre los resultados del establecimiento de corredores marinos en el Golfo de Chiriquí podemos mencionar algunos de los más importantes:

1. Conectividad y funcionalidad de las poblaciones y los ecosistemas estará asegurada a largo plazo a nivel local y a escala regional entre áreas marinas protegidas en el Golfo de Chiriquí, en el Golfo de Panamá y a lo largo del CMAR.
2. Fortalecimiento y mejoramiento de la protección, el manejo y la gestión de las AMP localizadas en el Pacífico de Panamá.
3. Logro de un marco nacional estratégico que facilite y brinde soporte a la gestión de las AMP.
4. Participación amplia y concertada de todos los actores y sectores involucrados en la gestión conjunta e integral de los corredores marinos y las AMP.
5. Logro de una mayor cooperación en ciencia, tecnología e innovación, incluyendo el intercambio de expertos, la formación de recursos humanos y el desarrollo de capacidades institucionales en MiAMBIENTE, la Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP), universidades y municipios, las organizaciones no gubernamentales y los organismos internacionales, para la adecuada gestión de los corredores marinos y las AMP del Pacífico de Panamá.

Como se mencionó previamente, el establecimiento de un AMP puede enfrentar problemas de funcionalidad si no cuenta un esquema efectivo de manejo. Por otra parte, si bien las redes de AMP estáticas son efectivas, su uso como herramienta de manejo puede ser limitado. Muchas especies marinas que necesitan protección son migratorias, lo que significa que sus necesidades de conservación se trasladan a través del espacio. Otras especies protegidas solo utilizan regiones marinas específicas en determinadas épocas del año, por lo que sus necesidades de conservación cambian con el tiempo. Además de esto, el cambio climático alterará las condiciones del océano a largo plazo, lo que provocará cambios continuos en la distribución geográfica de especies en grandes áreas (Agardy et al., 2011; Ketchum et al., 2014; Klimley, 2015; Bucaram et al., 2018). Se ha propuesto que las AMP tengan límites móviles, cambiando el concepto de diseño estático típico (Maxwell et al., 2020). Los límites móviles para las AMP permiten crear herramientas de gestión dinámicas basadas en áreas que

pueden adaptarse a las condiciones actuales. En lugar de una red estática, los límites móviles podrían cambiar con el tiempo y el espacio, de acuerdo con las necesidades de las especies clave.

En este contexto, los corredores marinos en el Golfo de Chiriquí pueden ser una herramienta que asegure la conectividad ecológica entre las AMP en la región. Para ello, y a través de procesos de consulta comunitarias, se podrían establecer restricciones temporales al volumen de capturas o al uso de ciertas artes de pesca dentro de una región, en función de la presencia de especies migratorias. Así, los corredores marinos complementarían los beneficios que aporta un AMP. Por consiguiente, permitirían a los gestores maximizar la conectividad entre las regiones críticas de conservación de una manera dinámica y receptiva. Como conclusión, el establecimiento de corredores marinos y de redes de AMP con límites móviles, constituye una herramienta de manejo que ofrece una forma única y muy eficaz de apoyar la conservación de la biodiversidad marina y de permitir el uso sostenible de los recursos y paisajes marinos.



6.7. USOS Y AMENAZAS PARA LA BIODIVERSIDAD MARINA EN EL GRAN GOLFO DE CHIRIQUÍ

A nivel mundial, el 70 % de las pesquerías están en estado de sobreexplotación, debido a la enorme presión pesquera. Aunque en los últimos tiempos aparecen síntomas de recuperación en países en los que la normativa de control es rigurosa, todavía hay muchos países, mayoritariamente aquéllos más pobres, cuyos caladeros siguen sobreexplotándose por falta de recursos económicos y sistemas de control eficaces (Branch et al., 2011). En todo el mundo, la intensidad, el alcance espacial y la capacidad técnica de las pesquerías se han expandido enormemente durante el último medio siglo (Kroodsma et al., 2018). Como consecuencia, la sobrepesca es, sin duda, la principal amenaza para la biodiversidad marina (McClenachan et al., 2016; Ripple et al., 2019).

Las características de los fondos marinos del Gran Golfo de Chiriquí (Reijmer et al., 2012) hacen que la biodiversidad marina y las poblaciones marinas explotadas sean especialmente sensible a las alteraciones del hábitat (Vega et al., 2011, 2015b). En general, las aguas de esta región son oceánicas y oligotróficas (Kwiecinski y Chial, 1983; D'Croze y O'Dea, 2007), con densidades de especies bajas, aunque muy diversas entre sí. Los únicos espacios que ofrecen un hábitat verdaderamente adecuado para la cría y evolución de un buen número de especies marinas son los costeros, donde se encuentran ecosistemas muy productivos como los manglares estuarinos, los arrecifes de coral y las comunidades coralinas propias de los fondos rocosos. Sin embargo, la escasa plataforma insular sobre la que se sustentan estos ecosistemas limita el ámbito de desarrollo de las comunidades y convierte a las aguas de la región en espacios diversos, pero muy frágiles (Glynn y Maté, 1997; Vega y Villarreal, 2003; Dominici-Arosemena y Wolff, 2006; Guzmán y Breedy, 2008; Vega et al., 2015a; Gómez et al., 2018).

El ecosistema marino y sus especies están siendo sometidos a una importante presión derivada principalmente de las actividades humanas, tanto de manera directa como indirecta. Las poblaciones y hábitats marinos pueden ser alterados fácilmente ante la presencia de contaminantes químicos, residuos y sustancias en suspensión, y la alteración del perfil costero puede limitar aún más el espacio físico y tipo de sustrato adecuado para el desarrollo de las comunidades. Las afecciones que sufre el mar han de ser paliadas con medidas de protección tanto de sus especies como del hábitat, de manera que los recursos marinos puedan ser recuperados y sigan siendo disponibles en un futuro (Araúz et al., 2013; Lu et al., 2018; Link y Watson, 2019; Mazaris et al., 2019; Gissi et al., 2021).

6.7.1. Amenazas directas sobre las especies o sus hábitats

La industria pesquera en el Gran Golfo de Chiriquí constituye uno de los pilares del sector primario nacional. La pesca comercial, que tiene por objeto abastecer el mercado nacional e internacional de pescado fresco y procesado, está conformada por la flota artesanal y la flota industrial, aunque generalmente existen conflictos entre ambas, situación que ha generado un proceso de verticalización (Maté, 2006; Araúz, 2008). Evidentemente, la pesca artesanal e industrial suponen actividades que pueden poner en riesgo el equilibrio de los ecosistemas marinos al capturar cantidades significativas de peces mediante el uso de determinadas

de pesca masiva. Aunque no existen datos suficientes y de largo plazo para documentar el estado de las poblaciones marinas explotadas en la región, los recursos pesqueros podrían estar sujetos a graves problemas de agotamiento relacionados con la sobreexplotación y el consiguiente desequilibrio que se genera en los ecosistemas cuando disminuyen las poblaciones de los depredadores naturales, o del alimento de los grandes peces (Maté, 2006; Vega et al., 2016).

A la amenaza por el uso y la captura de recursos pesqueros se puede sumar el desarrollo potencial de iniciativas empresariales de acuicultura marina en jaulas flotantes que, aunque buscan abastecer las necesidades de pescado en el mercado sin recurrir a los caladeros naturales, pueden ocasionar daños derivados de la liberación de especies exóticas criadas en las jaulas marinas para su consumo, y la acumulación de residuos en los fondos próximos a la ubicación de las jaulas (Carballeira-Braña et al., 2021; Sáenz-Lázaro et al., 2021; Calleja et al., 2022). Además, el cultivo intensivo de peces en jaulas en mar abierto produce cambios en el ecosistema debido a la elevada cantidad de restos de alimento y de heces que se acumulan en la columna de agua de dentro y de los alrededores de las jaulas. Esta acumulación de detritos genera grandes concentraciones de materia orgánica y la consiguiente eutrofización de la zona, conduciendo a una proliferación de microalgas y alteración de los sedimentos y la macrofauna bentónica (Lima et al., 2019; Carballeira-Braña et al., 2021).

La construcción de inmuebles o infraestructuras (portuarias y turísticas) invade el dominio público, además de suponer la ocupación privada de un espacio muy necesario para garantizar la calidad de vida y mantener la belleza del paisaje de las costas y archipiélagos de la región, favorecen la transformación de los hábitats naturales, y la emisión de residuos sólidos y aguas residuales en espacios marinos no alterados (Albert y Andreu, 2012). Por otra parte, la alteración artificial del perfil litoral por la construcción de estas infraestructuras o por actuaciones no respetuosas con el ambiente original, puede ocasionar graves problemas de ocupación de hábitats y eliminación de especies, interrupción de los flujos naturales de corrientes marinas o eólicas que son el motor del movimiento de nutrientes y arena, o dispersión de sedimentos, entre otras consecuencias (Albert y Andreu, 2012).

Si bien la estrategia turística de Panamá se basa en potenciar y desarrollar una nueva línea de producto que tiene como objetivo las áreas protegidas, en el caso del Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí (PNMGC) a pesar de ser reconocido como uno de los polos turísticos para desarrollar el turismo de playa, náutico y de naturaleza, no cuenta con los instrumentos de gestión adecuados para iniciar esta actividad con las suficientes garantías de éxito (Albert y Andreu, 2012). Por otro lado, en el Parque Nacional Coiba, si bien cuenta con instrumentos de gestión e incluso de una estrategia de desarrollo turístico, la cual podría generar un valor aproximado de USD 15,3 millones en 20 años que redundarían en beneficio de las comunidades vecinas (Montenegro, 2007; Avilés et al., 2014), actualmente hay un déficit en su implementación que limita lograr estos beneficios. En términos generales, desarrollar el turismo en las áreas marinas protegidas requiere de la aplicación de estrategias y medidas que tengan como objetivo una efectiva conservación y protección de los recursos, y definir e impulsar estrategias de desarrollo acordes con un modelo de turismo sostenible, que aporten opciones viables que generen oportunidades económicas para los actores locales implicados en las áreas protegidas con aptitud turística (Albert y Andreu, 2012).

6.7.2. Amenazas para los cetáceos

Por las aguas oceánicas del Golfo de Chiriquí transitan con frecuencia cetáceos que convierten a los archipiélagos de la región en lugares privilegiados para el avistamiento de mamíferos marinos (Guzmán y Félix, 2017). La presencia de estos animales se ve favorecida por las condiciones geomorfológicas que, debido a su escasa plataforma insular, disponen de altas profundidades a muy poca distancia de la costa,. Además, las características oceanográficas, con rangos de temperatura de las aguas no extremas, permite el paso de animales tanto de aguas frías como cálidas. Sin embargo, determinadas actividades humanas de recreo, la contaminación del agua por vertimientos, basuras o ruidos, el transporte marítimo y la alteración de los ecosistemas marinos, ponen en peligro su bienestar y supervivencia.

Entre los principales problemas que amenazan a los cetáceos figura la desorientación por ruidos que puede provocar el varamiento. Estos animales utilizan un sistema de ecolocalización basado en la emisión y captación de ondas sonoras, con las que identifican su alimento o al resto de compañeros de su manada. Los ruidos desorientan a los cetáceos, que son seres muy sociables y necesitan la compañía del grupo para sobrevivir. También les hace ser menos eficaces y utilizar más energía a la hora de capturar a sus presas. Las explosiones en el mar y la utilización de ondas acústicas de gran energía por parte de buques, han causado la muerte de cetáceos que muchas veces aparecen en las costas sin señales evidentes de colisión física ni enfermedad (Guzmán et al., 2013; Womersley et al., 2022).

Desde hace algunos años se vienen desarrollando en ciertos puntos de la costa del Gran Golfo de Chiriquí algunas actividades comerciales vinculadas a la observación de cetáceos (*whale watching*). Aunque se trata de una actividad que puede desempeñar una importante labor de investigación y educación ambiental, cuando se lleva a cabo sin control puede molestar y alterar el la conducta y el bienestar de estos y otros animales marinos (Fundación MarViva, 2012).

6.7.3. Cambio climático

Según el último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2021), se están observando cambios en el clima de la Tierra en todas las regiones y en el sistema climático en su conjunto. Muchos de los cambios observados en el clima no tienen precedentes en miles, sino en cientos de miles de años, y algunos de los cambios que ya se están produciendo, como el aumento continuo del nivel del mar, no se podrán revertir hasta dentro de varios siglos o milenios. Dicho informe presentó pruebas sólidas que demuestran que el calentamiento mundial durante el último siglo se debió en gran medida a la actividad humana (p. ej. la quema de combustibles fósiles, la deforestación y la conversión de tierras para uso agrícola). Los registros de temperaturas que se remontan hasta 1850 demuestran que el mundo ha experimentado un incremento medio de la temperatura de 0,8 °C y otros análisis han demostrado que, desde la década de 1970, cada una ha sido más cálida que la anterior. Las concentraciones mundiales de dióxido de carbono (CO₂) también han demostrado un incremento de los niveles, desde un promedio de 280 partes por millón (ppm) a mediados del siglo XIX, al inicio de la revolución industrial, hasta aproximadamente 388 ppm al inicio del siglo XXI. Está previsto que continúe la tendencia del calentamiento mundial, puesto que el IPCC calcula que se producirá un incremento de entre

2,5 y 4,7 °C en la temperatura media mundial para 2100, en comparación con los niveles preindustriales (IPPC, 2021).

El Gran Golfo de Chiriquí no escapa al impacto que sufrirán los organismos y ecosistemas marinos debido al cambio climático, cuyos efectos están asociados a dos aspectos principales de su entorno: i) los cambios en el hábitat natural y el suministro de alimentos y ii) los cambios en la química marina. Las algas unicelulares (fitoplancton), son los principales productores que forman la base de la cadena alimentaria. Se espera una reducción gradual de la abundancia del fitoplancton en las aguas cálidas de zonas tropicales, con lo cual se reducirá considerablemente la cantidad de alimento disponible para los invertebrados y peces planctófagos. Además, la temperatura es un factor desencadenante importante en los ciclos de vida de muchos organismos marinos y, a menudo, el inicio de la alimentación, el crecimiento y la reproducción están sincronizados. Si estos procesos se desincronizan, es probable que los organismos vayan a alimentarse cuando sus fuentes de alimento ya no estén presentes (Kleypas, 2019).

Por otra parte, se estima que el incremento previsto de la temperatura oceánica estimulará la migración de los organismos marinos en función de su tolerancia a la temperatura, con las especies tolerantes al calentamiento del océano expandiendo su hábitat hacia el norte y las especies menos tolerantes replegándose (Kleisner et al., 2017; Erauskin-Extramiana et al., 2019; Jacox et al., 2020). Este cambio en la dinámica de los océanos tendrá un efecto perjudicial sobre las especies que no pueden migrar y podría llevarlas a la desaparición. La acidificación del océano, o el incremento de los niveles de CO₂ que conlleva un descenso del pH del agua de mar, no solo reduce la abundancia de fitoplancton, sino que también disminuye la calcificación en ciertos animales marinos, como corales, moluscos y crustáceos, lo que provoca que sus esqueletos se vuelvan más débiles y dificulta su crecimiento (Przeslawski et al., 2008). En el caso particular de los corales, posiblemente una de las grandes amenazas a las que se enfrentan, no obstante, es el blanqueamiento, como resultado del incremento de la temperatura de la superficie del mar. El blanqueamiento se produce cuando un incremento prolongado de las temperaturas del mar provoca que se quiebre la relación simbiótica entre los corales y sus zooxantelas (algas). Posteriormente, el coral expulsa a las zooxantelas, pierde su color (blanqueamiento) y se vuelve débil. Algunos corales logran recuperarse, a menudo con sus sistemas inmunitarios debilitados, pero en muchos casos mueren (Woodroffe et al., 2010; Kleypas, 2019).

El verdadero reto para la conservación de la biodiversidad marina en el Gran Golfo de Chiriquí, en relación con el impacto del cambio climático, es que las modificaciones provocadas se están superponiendo sobre un medio marino que ya está sometido a factores de perturbación antropogénicos directos e indirectos, asociados con la sobrepesca y las prácticas pesqueras inapropiadas, el desarrollo costero, la sedimentación, la contaminación procedente de fuentes terrestres y la contaminación marina. Esta convergencia de múltiples factores de perturbación sitúa a los ecosistemas marinos de la región bajo una presión considerable y están experimentando un deterioro significativo. El cambio climático ocurre a escala global, pero también a escalas regionales y locales. Por lo tanto, el impacto del calentamiento y acidificación del océano sobre los ecosistemas marinos como problemas globales deben ser abordados también a escala local (Manzello, 2009, 2010; Toth et al., 2015; Randall et al., 2020).

7

ACCIONES PRIORITARIAS



Zona costera de la comunidad de Pixbae
Golfo de Chiriquí, Panamá

La conectividad marina entre AMP requiere de acciones para una mejor conservación de las áreas y especies marinas. Para ello, se deben apoyar los esfuerzos más consistentes de los administradores de AMP y los especialistas en conservación marina para poner en práctica el mantenimiento de la conectividad y medir el progreso hacia los objetivos de conservación. Estas acciones servirán como herramientas para informar una gestión y protección más eficaces de las costas y mares. Al cubrir una diversidad de cuestiones científicas y políticas, se pueden utilizar como un medio para avanzar en la conservación marina basada en sistemas y para establecer una mayor conectividad a través de los límites de las AMP y a mayor escala.

Los corredores marinos, junto con las AMP y las redes de AMP, pueden considerarse las mejores herramientas de gestión para la conservación de los ecosistemas marinos, puesto que sus espacios permiten la conectividad ecológica mediante rutas de desplazamiento de organismos entre sitios de alimentación y entre las zonas de no captura que funcionan como refugios para que las poblaciones crezcan y, posteriormente, vuelvan a reponer el medio marino circundante (Rees et al., 2018; Lausche et al., 2021). Para que estas estrategias puedan rendir buenos resultados, es necesario que existan, además de compromisos políticos duraderos, unos marcos jurídicos, institucionales y políticos que les brinden apoyo. Los corredores marinos son herramientas con las que es posible realizar determinados objetivos, y su eficacia es máxima cuando está integrada en los marcos de gobernanza marina y de ordenamiento espacial, bajo un esquema en donde medie una acción de coordinación entre los distintos sectores. La buena gobernanza, que incluye la participación de los interesados, es el elemento clave para el éxito de una ordenación que produce resultados válidos y equitativos. De este modo, una acción prioritaria es examinar los marcos jurídicos, institucionales y normativos y requisitos conexos para la planificación y aplicación de los corredores marinos. Los marcos relativos a las AMP son estructuras que deben evolucionar y adaptarse en el tiempo, con la finalidad de mejorar los procesos e impulsar el diseño y establecimiento de corredores marinos para la conservación de la biodiversidad.

Por otra parte, lo que se conoce como la gestión adaptativa en las AMP es una práctica considerada necesaria y exitosa para lograr de manera más efectiva y resiliente los objetivos para los que fueron creadas; en este contexto, los corredores marinos no son la excepción. Se podría aprovechar este concepto para hacer mejoras importantes en los enfoques metodológicos y los principios que se aplican para crear y tener una gestión bien planificada e implementada de forma adaptativa de los corredores marinos, mediante el uso de los estándares para la conservación como marco metodológico de referencia para su manejo adaptativo.


También, entre las acciones necesarias para consolidar corredores marinos y una red de AMP en el Gran Golfo de Chiriquí, se debe considerar el fortalecimiento de las capacidades de técnicos y líderes comunitarios, para aplicar este enfoque metodológico en las AMP de la región y en otras iniciativas efectivas de conservación. Por consiguiente, habrá una oportunidad de que los gestores de estas AMP mejoren sus habilidades para la realización de procesos más efectivos y modernos de planificación y gestión, alineados con los enfoques metodológicos y los principios de la gestión moderna. Asimismo, se debe poner en práctica una planificación altamente participativa de actores locales, con estándares para la

conservación, adaptados hacia un lenguaje y estructura más comprensible por actores no familiarizados con el lenguaje técnico, incorporando además algunos temas considerados de especial relevancia para las comunidades locales, tales como procesos de planificación y gestión en áreas de pesca y turismo bajo la administración de grupos comunitarios.

Es por ello que se propone la declaración del corredor biológico marino-costero de la porción centro oriental del Gran Golfo de Chiriquí, el cual reconoce los altos niveles de riqueza de especies, endemismos presentes, así como las amenazas a su estado y biodiversidad, integrado a las áreas protegidas localizadas en esta zona, lo que proporciona una base importante para los esfuerzos de conservación de la biodiversidad existente.

El establecimiento de un corredor biológico marino-costero en esta zona sería un aporte al mantenimiento de la conectividad de fragmentos de hábitats que son usados como zonas de reproducción y alimentación por muchas especies residentes y migratorias (p. ej. tortugas loras, tiburones ballena y ballenas jorobadas). Para lograr que sea eficiente este corredor marino, es necesario incluir en su diseño las rutas utilizadas por las especies móviles para acceder a estos hábitats importantes para su ciclo de vida, integrando los patrones de paisaje marino con procesos de comportamiento. En consecuencia, aquí surge la oportunidad para proponer nuevas ubicaciones que requieren protección, así como para identificar vínculos de red de alta prioridad entre las AMP existentes.

8. CONCLUSIONES

An underwater photograph showing a diver in the center, swimming towards the right. The water is a clear, vibrant turquoise. In the lower foreground, there is a large, dark, flat fish, possibly a manta ray, swimming towards the left. Several smaller, striped fish are visible in the lower right quadrant, swimming near a rocky seabed with some coral or algae. The overall scene is serene and captures a moment of marine life.



Parque Nacional Coiba
Golfo de Chiriquí, Panamá

La conectividad es el grado de movimiento de las especies y/o de procesos en los ecosistemas. Este concepto implica conexión de hábitats, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales. Resulta de gran importancia evaluar la conectividad mediante la implementación de corredores biológicos, ya que de esto depende su correcto funcionamiento.

8.1. El papel de las AMP en el apoyo a la conectividad

La declaración y mantenimiento de AMP aisladas no permite aprovechar al máximo su potencial, por lo tanto, las distancias entre las AMP deberían asegurar la conectividad entre ellas, proporcionando oportunidades para desarrollar redes de AMP a escala regional. Estas AMP interconectadas mediante redes, jugarían un papel importante en la protección de superficies significativas de hábitats críticos, que incluyen corredores biológicos que impulsarían la conectividad entre ellas. Para que las AMP apoyen la conectividad, es necesario lograr un enlace entre los objetivos y acciones de los administradores, los componentes sociales, económicos y políticos existentes en los paisajes marinos donde se localizan. También se deben tener claras las características y los motivos que impulsaron la creación de las AMP. Sobre la base de los objetivos y acciones de gestión, junto con las razones para el establecimiento de las AMP se podrán definir líneas de acción para asegurar la conectividad ecológica entre las áreas de protección integral (donde no se permite la pesca, el turismo y otras actividades) y las zonas de amortiguamiento (donde se permite actividades de uso de recursos) a través de corredores marinos, de este modo se podrán atender las metas de conservación de la biodiversidad y los recursos marinos y costeros en el Gran Golfo de Chiriquí.

8.2. Mejorar el conocimiento regional de los patrones de conectividad

En general, el grado de conectividad que existe entre AMP individuales sigue siendo en su mayor parte desconocido, a pesar de los esfuerzos de cooperación internacional en el manejo y conservación de los recursos marinos que apuntan a redes eficaces y bien conectadas de AMP. Por consiguiente, urge la generación de conocimientos que contribuyan a mejorar la comprensión regional sobre la dispersión y distribución de especies marinas para predecir la conectividad ecológica de poblaciones y ecosistemas a diferentes escalas espaciales y temporales entre las AMP, tanto en el Gran Golfo de Chiriquí como en el PTO. Por esta razón, es necesario realizar estudios científicos que relacionen datos empíricos de duración de la dispersión de larvas y movimiento de adultos, y el potencial de conectividad de las poblaciones marinas. Esto ayudará a valorar la conectividad y el aislamiento entre grupos ecológicos y posibles corredores de conectividad directa entre AMP a escala regional. El aislamiento particularmente alto en las especies que estructuran los ecosistemas (p. ej. corales, esponjas y macroalgas), podría socavar potencialmente los esfuerzos de conservación de la biodiversidad si la retención local es insuficiente y las poblaciones no gestionadas están en riesgo. El aislamiento también podría ser problemático para la persistencia de las poblaciones a la luz del cambio climático y los cambios esperados en el

rango de distribución de las especies. Generar conocimientos novedosos e información científica es importante para auxiliar las directivas de gestión, destacando la ubicación de las regiones que requieren AMP adicionales para funcionar como corredores de conectividad.

8.3. La planificación espacial marina (PEM) en el diseño y la gestión adaptativa de AMP y redes de AMP

La cuantificación de la medida en que las AMP cumplen con los objetivos de conservación y la identificación de discontinuidades en la cobertura de protección son vitales para el desarrollo de redes ordenadas de AMP. No obstante, el amplio reconocimiento de hábitats y paisajes marinos como prioritarios para la conservación marina, se ha trabajado poco en la evaluación de la efectividad para la conservación de las AMP existentes. En este contexto, la PEM es un proceso público que analiza y asigna la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en áreas marinas, para lograr determinados objetivos ecológicos, económicos y sociales, que se suelen especificar a través de un proceso político, que pudiese proponer medidas que refuercen el mantenimiento de la conectividad entre los ecosistemas presentes en áreas protegidas y no protegidas. De esta manera, la PEM contribuye, mediante la recopilación de datos geoespaciales, a medir el progreso hacia las metas de conservación de las AMP en el Gran Golfo de Chiriquí. Asimismo, urge una evaluación de la efectividad de la conservación de las AMP de dos maneras. Primero, determinando el nivel de representación de hábitats críticos y paisajes marinos en las AMP existentes. Segundo, evaluando el tamaño y los patrones espaciales de las AMP en términos de las recomendaciones para las mejores prácticas de gestión adaptativa. A través de la PEM se podrá documentar el nivel de representatividad de la biodiversidad marina dentro de la extensión y distribución actual de las AMP en el Gran Golfo de Chiriquí.

9. LITERATURA CITADA





Cardumen de Salema
Kyphosus ocyurus

Agardy, T., Di Sciara, G.N. y Christie, P. (2011). Mind the gap: addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*, 35(2): 226-232. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.10.006>

Aguilar, A., Forcada, J., Gazo, M. y Badosa, E. (1997). *Los cetáceos del Parque Nacional coiba (Panamá)*. Agencia Española de Cooperación Internacional, Madrid. 534 pp. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/236349352_Los_cetaceos_del_Parque_Nacional_de_Coiba_Panama?channel=doi&linkId=544a9d790cf24b5d6c3cc2c&showFulltext=true

Áké Castillo, J.A. y Rodríguez Gómez, C.F. (2019). El Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México y los Sistemas de Manglar de Veracruz, p. 301-316. En: A. Granados-Barba, L. Ortiz-Lozano, C. González-Gándara y D. Salas-Monreal (eds.). *Estudios Científicos en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche. 376 pp. Disponible en: <https://doi.org/10.26359/epomex0319>

Albert, Y.P. y Andreu, M.N.L. (2012). La planificación y gestión del turismo en las áreas protegidas de Panamá. El caso del Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí (Panamá). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 59: 151-172. Disponible en: <https://doi.org/10.21138/bage.1453>

Alvarado, J.J., Cortés, J., Esquivel, M.F. y Salas, E. (2012). Costa Rica's Marine Protected Areas: status and perspectives. *Revista de Biología Tropical*, 60: 129-142. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44923251009>

Álvarez-Romero, J.G., Munguía-Vega, A., Beger, M., Mancha-Cisneros, M. del M., Suárez-Castillo, A.N., Gurney, G.G., Pressey, R.L., Gerber, L., Morzaria-Luna, H.N., Reyes-Bonilla, H., Adams, V.M., Kolb, M., Graham, E.M., Vanderwal, J., Castillo-López, A., Hinojosa-Arango, G., Petatán-Ramírez, D., Moreno-Baez, M., Godínez-Reyes, C.R. y Torre, J. (2018). Designing connected marine reserves in the face of global warming. *Global Change Biology*, 24(2). Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.13989>

Araúz, D. 2008. Caracterización de las pesquerías industrial y artesanal del camarón y langosta en Panamá. Proyecto GCP/RLC/150/SWE; OSPESCA-FAO-SUECIA. 47 pp. Disponible en: https://www.sica.int/documentos/caracterizacion-de-las-pesquerias-industrial-y-artesanal-del-camaron-y-langosta-en-panama_1_65341.html

Araúz, D., García, A.L., Rodríguez, F. y Zárate, M.F. (2013). Nivel de contaminación y distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales de Bahía Damas, Isla Coiba. *I+D Tecnológico*, 9(2): 14-23. Disponible en: <https://revistas.utp.ac.pa/index.php/id-tecnologico/article/view/79>

Araúz, E.A., Pacheco, L., Binder, S., de Ycaza, R. y Posada, J.M. (Eds.). (2017). *Plan de Acción Nacional para la Conservación de las Tortugas Marinas en Panamá*. Ministerio de Ambiente, Ciudad de Panamá. 32 pp. Disponible en: https://marviva.net/wp-content/uploads/2021/11/plan_conservacion_tortugas_marinas_panama_17-04.pdf

Avilés, E., Vázquez, M. y Torres, P. (2014). El impacto del turismo del Parque Nacional De Coiba en la comunidad de Santa Catalina, Panamá. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(4): 67-85. Disponible en: <http://www.reibci.org/publicados/2014/septiembre/2200133.pdf>

Balbar, A.C. y Metaxas, A. (2019). The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 17: e00569. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00569>

Barrera Orjuela, C.A. y Maldonado, J.H. (2013). *Valoración económica del subsistema de áreas marinas protegidas en Colombia: Un estudio enfocado a turistas especializados*. Universidad de los Andes, Facultad de Economía, CEDE. 46 pp. Disponible en: <http://hdl.handle.net/1992/8461>

Bates, A.E., Cooke, R.S., Duncan, M.I., Edgar, G.J., Bruno, J.F., Benedetti-Cecchi, L., Côté, I.M., Lefcheck, J.S., Costello, M.J., Barrett, N., Bird, T.J., Fenberg, P.B. y Stuart-Smith, R.D. (2019). Climate resilience in marine protected areas and the 'Protection Paradox'. *Biological Conservation*, 236: 305-314. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.005>

Bell, J.J. (2008). Connectivity between island Marine Protected Areas and the mainland. *Biological Conservation*, 141(11): 2807-2820. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.08.017>

Bessudo, S., Soler, G.A., Klimley, A.P., Ketchum, J.T., Hearn, A., y Arauz, R. (2011). Residency of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) at Malpelo Island and evidence of migration to other islands in the Eastern Tropical Pacific. *Environmental Biology of Fishes*, 91: 165-176. Disponible: <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9769-3>

Blanco Bolaños, M. y Carballo Madrigal, A. (2018). *Hacia el establecimiento de un modelo de gobernanza para el Domo Térmico de Costa Rica*. Fundación MarViva. San José, Costa Rica. 36 pp. Disponible en: <https://marviva.net/hacia-el-establecimiento-de-un-modelo-de-gobernanza-para-el-domo-termico-de-costa-rica/>

Boerder, K., Schiller, L., y Worm, B. (2019). Not all who wander are lost: Improving spatial protection for large pelagic fishes. *Marine Policy*, 105: 80-90. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.04.013>

Bond, M.E., Valentin-Albanese, J., Babcock, E.A., Heithaus, M.R., Grubbs, R.D., Cerrato, R., Peterson, B.J., Pikitch, E.K. y Chapman, D.D. (2019). Top predators induce habitat shifts in prey within marine protected areas. *Oecologia*, 190(2): 375-385. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04421-0>

Botsford, L.W., Brumbaugh, D.R., Grimes, C., Kellner, J.B., Largier, J., O'Farrell, M.R., Ralston, S., Soulanille, E. y Wespestad, V. (2009). Connectivity, sustainability, and yield: bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(1): 69-95. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11160-008-9092-z>

Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R., Bentzen, P., De Young, B., Gregory, R.S. y Morris, C.J. (2009). Structural and functional connectivity of marine fishes within a semi-enclosed Newfoundland fjord. *Journal of Fish Biology*, 75(6): 1393-1409.
Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02391.x>

Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y. y Hilborn, R.A.Y. (2011). Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology*, 25(4): 777-786. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01687.x>

Bryan-Brown, D.N., Brown, C.J., Hughes, J.M. y Connolly, R.M. (2017). Patterns and trends in marine population connectivity research. *Marine Ecology Progress Series*, 585: 243-256. Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps12418>

Bucaram, S. y Cárdenas, S. (2018). Evaluación económica para la creación de la migravía Galápagos-Cocos. Reporte final, MigraMar.
Disponible en: https://migramar.org/assets/uploads/institutional_reports/Bucaram%20&%20Cardenas%202018%20Evaluacion%20Economica%20MigraVia%20Coco-Galapagos.pdf

Bucaram, S., Hearn, A., Trujillo, A., Rentería, W., Bustamante, R., Morán, G., Reck, G. y García, J. (2018). Assessing fishing effects inside and outside an MPA: The impact of the Galapagos Marine Reserve on the industrial pelagic tuna fisheries during the first decade of operation. *Marine Policy*, 87: 212-225. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.002>

Burbanon, D.V. y Meredith, T.C. (2021). Effects of tourism growth in a UNESCO World Heritage Site: resource-based livelihood diversification in the Galapagos Islands, Ecuador. *Journal of Sustainable Tourism*, 29(8): 1270-1289.
Disponible en: <https://doi.org/10.1080/09669582.2020.1832101>

Calleja, F., Guzmán, J.C. y Chavarría, H.A. (2022). Marine aquaculture in the Pacific coast of Costa Rica: Identifying the optimum areas for a sustainable development. *Ocean & Coastal Management*, 219: 106033. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106033>

Camargo, C., Maldonado, J.H., Alvarado, E., Moreno-Sánchez, R., Mendoza, S., Manrique, N., Mogollón, A., Osorio, J.D., Grajales, A. y Sánchez, J.A. (2009). Community involvement in management for maintaining coral reef resilience and biodiversity in southern Caribbean marine protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 18(4): 935-956.
Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9555-5>

Carballeira-Braña, C.B., Cerbule K., Senff, P. y Stolz I.K. (2021). Towards Environmental Sustainability in Marine Finfish Aquaculture. *Frontiers of Marine Sciences*, 8: 666662.
Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.666662>

Cardiel, J.M., Castroviejo, S. y Velayos, M. (1997). El medio físico del Parque Nacional Coiba. Págs. 11-30. En: Castroviejo, S. (editor), *Flora y fauna del Parque Nacional Coiba (Panamá): inventario preliminar*. Agencia Española de Cooperación Internacional., Madrid, España. 534 pp. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/260085296_El_medio_fisico_del_Parque_nacional_Coiba

Carlisle, A.B., Tickler, D., Dale, J.J., Ferretti, F., Curnick, D.J., Chapple, T.K., Schallert, R.J., Castleton, M. y Block, B.A. (2019). Estimating space use of mobile fishes in a large marine protected area with methodological considerations in acoustic array design. *Frontiers in Marine Science*, 6: 256. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00256>

Carr, M., Robinson, S., Wahle, C., Davis, G., Kroll, S., Murray, S., Schumacker, E. y Williams, M. (2017). The central importance of ecological spatial connectivity to effective coastal marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 27: 6-29. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/aqc.2800>

Castrejón, M. y Charles, A. (2020). Human and climatic drivers affect spatial fishing patterns in a multiple-use marine protected area: The Galapagos Marine Reserve. *PLoS ONE*, 15(1): e0228094. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228094>

Castro, J. (1993). The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishes*, 38(1): 37-48. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF00842902>

CATHALAC (2007). Diagnóstico del estado actual de los manglares, su manejo y su relación con la pesquería en Panamá. Recomendaciones para el manejo sostenible del bosque de manglar en el Golfo de Chiriquí. Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (CATHALAC), Panamá. 46 pp. Disponible en: <https://aquadocs.org/handle/1834/8022>

Chetkiewicz, C.L.B., St. Clair, C.C. y Boyce, M.S. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 317-342. Disponible en: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110050>

Chinacalle-Martínez, N., Arauz, R., Bessudo, S., Castro, M., Ketchum, J., y Peñaherrera-Palma, C. (2021). *Dinámica espacio-temporal del esfuerzo pesquero en áreas de manejo del Pacífico Mexicano y el océano Pacífico Oriental Tropical*. MigraMar. La Paz, Baja, California Sur, México. Disponible en: https://media.migramar.org/assets/uploads/institutional_reports/Chinacalle%20et%20al%202021%20-%20Esfuerzo%20pesca%20en%20el%20POT.pdf

Christie, M.R., Tissot, B.N., Albins, M.A., Beets, J.P., Delisse, Y.J., Ortiz, M., Thompson, S.E. y Hixon, M.A. (2010). Larval connectivity in an effective network of marine protected areas. *PLoS ONE*, 5(12): e15715. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015715>

CIAT (2010). Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) 2008. La Jolla, California. Disponible en: https://www.iattc.org/GetAttachment/529c3c5e-679b-4d8d-8624-a73b1a2ea730/IATTC-Annual-Report_2008.pdf

CIAT (2013). Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) 2009. La Jolla, California. Disponible en: https://www.iattc.org/GetAttachment/26e2169f-7ffa-48ad-a211-e7e8c4465702/IATTC-Annual-Report_2009.pdf

Clarke, T.M., Espinoza, M. y Wehrmann, I.S. (2014). Reproductive ecology of demersal elasmobranchs from a data-deficient fishery, Pacific of Costa Rica, Central America. *Fisheries Research*, 157: 96-105. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.04.003>

CMAR (2005). *Plan de acción Corredor Marino de Conservación del Pacífico Este Tropical*. Disponible en: [http://www.cco.gov.co/archivos/archivos/links/CMAR-Doc%20Pag%20Web/1.Plan%20de%20Acci%F3n-%20Corredor%20Marino%20\(completo\).docx](http://www.cco.gov.co/archivos/archivos/links/CMAR-Doc%20Pag%20Web/1.Plan%20de%20Acci%F3n-%20Corredor%20Marino%20(completo).docx)

Coleman, M.A., Cetina-Heredia, P., Roughan, M., Feng, M., van Sebille, E. y Kelaher, B.P. (2017). Anticipating changes to future connectivity within a network of marine protected areas. *Global Change Biology*, 23(9): 3533-3542. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.13634>

Collette, B.B., McDowell, J.R. y Graves, J.E. (2006). Phylogeny of recent billfishes (Xiphiidae). *Bulletin of Marine Science*, 79(3): 455-468. Disponible en: https://www.vims.edu/people/graves_je/pubs/jeg_Collette_et_al_%202006.pdf

Cortés, J. (Ed.). (2008). Historia de la investigación marina de la Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(2): 1-217. Disponible en: <https://tropicalstudies.org/rbt/attachments/suppl/sup56-2%20Coco/01-Cortes-Historia.pdf>

Cortes, J. (Ed.). (2012). Bibliografía sobre investigaciones marinas, oceanográficas, geológicas y atmosféricas en el Parque Nacional Isla del Coco y aguas adyacentes, Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60(3): 1-392. Disponible en: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442012000800024

Cowen, R.K., Gawarkiewicz, G., Pineda, J., Thorrold, S.R. y Werner, F.E. (2007). Population connectivity in marine systems: an overview. *Oceanography*, 20(3): 14-21. Disponible en: <https://doi.org/10.5670/oceanog.2007.26>

Cromwell, T. y Bennett, E.B. (1959). Surface drift charts for the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tuna Commission Bulletin*, 3: 215-237. Disponible en: https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-3-No-5-1959-CROMWELL,%20TOWNSEND,%20and%20EDWARD%20B.%20BENNETT_Surface%20drift%20charts%20for%20the%20eastern%20tropical%20Pacific%20Ocean.pdf

Cuervo-Sánchez, R., Maldonado, J. H. y Rueda, M. E. (2014). *Valoración de los servicios ecosistémicos asociados a la pesca provistos por las Áreas Marinas Protegidas en Colombia*. Universidad de los Andes, Facultad de Economía, CEDE. 57 pp. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/266675413>

Cuervo-Sánchez, R., Maldonado, J. H. y Rueda, M. (2018). Spillover from marine protected areas on the pacific coast in Colombia: A bioeconomic modelling approach for shrimp fisheries. *Marine Policy*, 88: 182-188. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.036>

Cuevas, E. (2017). Dimensiones espacial y temporal de los procesos de selección de hábitats críticos por las tortugas marinas. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(2): 187-199. Disponible en: <https://doi.org/10.4067/S0718-19572017000200001>

Dawson, M.N., Grosberg, R.K. y Botsford, L.W. (2006). Connectivity in marine protected areas. *Science*, 313(5783): 43-45. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.313.5783.43c>

D´Croz, L. y O´Dea, A. (2007). Variability in upwelling along the Pacific shelf of Panama and implications for the distribution of nutrients and chlorophyll. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73: 325-340. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.01.013>

D´Croz, L. y O´Dea, A. (2009). Nutrient and chlorophyll dynamics in Pacific Central America (Panamá). *Proceedings of the Smithsonian Marine Science Symposium*, 38: 335-344. Disponible en: https://stri-apps.si.edu/docs/publications/pdfs/STRI-W_ODea_D-Croz_2009_Smithsonian_contributions.pdf

Del Cid, A. (2011). *Evaluación biológica-pesquera de elasmobranquios capturados por la pesca artesanal en el Golfo de Chiriquí*. Tesis de Maestría. Universidad de Panamá. 98 pp. Disponible en: <http://up-rid.up.ac.pa/1097/1/5973d37.pdf>

Del Olmo, F.D., Artigas, R.C. y Batlle, J.R.M. (2018). Manglares de Chiriquí (costa del Pacífico, Panamá): Diagnóstico biogeomorfológico aplicado a la conservación de costas tropicales. En: F. Cebrián Abellán, F.J. Jover Martí y R.C. Lois González, Eds. *América Latina en las últimas décadas: procesos y retos*. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. pp. 81-100. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7192816>

Díaz, J.M. (2021). *Bosques entre la tierra y el mar*. Banco de Occidente, Cali, Colombia, 212 pp.

Díaz, J.M., J.H. Pinzón, A.M. Perdomo, L.M. Barrios y M. López-Victoria. 2001. Generalidades; pp. 17-26. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (Eds.), *Gorgona Marina: contribución al conocimiento de una isla única*. INVEMAR, Publicaciones Especiales, 7, Santa Marta, 160 pp.

Di Lorenzo, M., Guidetti, P., Di Franco, A., Calò, A. y Claudet, J. (2020). Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 21(5): 906-915. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/faf.12469>

Dominici-Arosemena, A. y Wolff, M. (2006). Reef fish community structure in the Tropical Eastern Pacific (Panama) living on a relatively stable rocky reef environment. *Helgoland Marine Research*, 60: 287-305. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0045-4>

Eckert, S.A., Stewart, B.S. (2001). Telemetry and Satellite Tracking of Whale Sharks, *Rhincodon typus*, in the Sea of Cortez, Mexico, and the North Pacific Ocean. *Environmental Biology of Fishes* 60, 299-308. Disponible en: <https://doi.org/10.1023/A:1007674716437>

Ehrhardt, N.M. y Fitchett, M.D. (2006). On the seasonal dynamic characteristics of the sailfish, *Istiophorus platypterus*, in the eastern Pacific off Central America. *Bulletin of Marine Science*, 79(3), 589-606. Disponible en: <https://www.panamaxsailfishing.com/articleA.pdf>

Enright, S.R., Meneses-Orellana, R. y Keith, I. (2021). The Eastern Tropical Pacific Marine Corridor (CMAR): The emergence of a voluntary regional cooperation mechanism for the conservation and sustainable use of marine biodiversity within a fragmented regional ocean governance landscape. *Frontiers in Marine Science*, 8: 674825. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.674825>

Erauskin-Extramiana, M., Arrizabalaga, H., Hobday, A.J., Cabré, A., Ibaibarriaga, L., Arregui, I., Murua, M. y Chust, G. (2019). Large-scale distribution of tuna species in a warming ocean. *Global Change Biology*, 25(6): 2043-2060. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.14630>

Espinoza, M., Díaz, E., Angulo, A., Hernández, S. y Clarke, T.M. (2018). Chondrichthyan diversity, conservation status, and management challenges in Costa Rica. *Frontiers in Marine Science*, 5: 85. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00085>

Figueroa, D.F. (2021). Environmental forcing on zooplankton distribution in the coastal waters of the Galápagos Islands: spatial and seasonal patterns in the copepod community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 661: 49-69. Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps13617>

Fundación MarViva (2012). *Guía para el Avistamiento Responsable de Cetáceos*, Panamá. 23 pp. Disponible en: <https://marviva.net/guia-de-avistamiento-responsable-de-cetaceos/>

Fundación MarViva (2014). *Zonificación del Parque Nacional Coiba*. Versión Popular, basada en el Plan de Manejo. Fundación MarViva, Panamá, 24 pp. Disponible en: <https://marviva.net/zonificacion-del-parque-nacional-coiba-version-popular-basada-en-el-plan-de-manejo/>

Galeana-Villaseñor, I., Galván-Magaña, F. y Gómez-Aguilar, R. (2008). Influencia del tipo de anzuelo y la profundidad de pesca en la captura con palangre de tiburones y otras especies pelágicas al noroeste del Pacífico mexicano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(1): 99-110. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572008000100010>

Gallagher, A.J., Amon, D.J., Bervoets, T., Shipley, O.N., Hammerschlag, N. y Sims, D.W. (2020). The Caribbean needs big marine protected areas. *Science*, 367(6479): 749. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.abb0650>

Game, E. T., Grantham, H. S., Hobday, A. J., Pressey, R. L., Lombard, A. T., Beckley, L. E., Gjerde, K., Bustamante, R., Possingham, H.P. y Richardson, A.J. (2009). Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(7): 360-369. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.01.011>

García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20(2-3): 1-10. Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/18>

García-Machado, E., Ulmo-Díaz, G., Castellanos-Gell, J. y Casane, D. (2018). Patterns of population connectivity in marine organisms of Cuba. *Bulletin of Marine Science*, 94(2): 193-211. Disponible en <https://doi.org/10.5343/bms.2016.1117>

García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamentic, F., Benedetti-Cecchi, L., Falcóne, J.M., Milazzo, M., Schembri, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Domenici, P., Guala, I., Le Diréach, L., Maggi, E. y Planes, S. (2008). Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?. *Journal for Nature Conservation*, 16(4): 193-221. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.09.007>

Giakoumi, S., McGowan, J., Mills, M., Beger, M., Bustamante Rodrigo, H., Charles, A., Christie, P., Fox, M., Garcia-Borboroglu, P., Gelicich, S., Guidetti, P., Mackelworth, P., Maina, J.M., McCook, L., Micheli, F., Morgan, L., Mumby, P.J., Reyes, L.M., White, A., Gorud-Colvert, K. y Possingham, H.P. (2018). Revisiting “success” and “failure” of marine protected areas: a conservation scientist perspective. *Frontiers in Marine Science*, 5: 223. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00223>

Giraldo, A., Diazgranados, M.C. y Gutiérrez-Landázuri, C.F. (2014). Isla Gorgona, enclave estratégico para los esfuerzos de conservación en el Pacífico Oriental Tropical. *Revista de Biología Tropical*, 62: 1-12. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_art-text&pid=S0034-77442014000500001&lng=en&tlng=es

Gissi, E., Manea, E., Mazaris, A.D., Frascetti, S., Alpanidou, V., Bevilacqua, S., Coll, M., Guarnieri, G., Lloret-Lloret, E., Pascual, M., Petza, D., Rilov, G., Schonwald, M., Stelzenmüller, V. y Katsanevakis, S. (2021). A review of the combined effects of climate change and other local human stressors on the marine environment. *Science of the Total Environment*, 755(1): 142564. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142564>

Glynn, P.W. y Macintyre, I.G. (1977). Growth rate and age of coral reefs on the Pacific coast of Panama. *Proceedings of Third International Coral Reef Symposium*, 2: 251-259. Disponible en: http://www.reefbase.org/resource_center/publication/pub_2727.aspx

Glynn, P.W. y Wellington, G.M. (1983). *Corals and coral reefs of the Galápagos Islands*. University of California Press, Berkeley. 332 pp. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892900015824>

Glynn, P.W. y Maté, J.L. (1997). Field guide to the Pacific coral reefs of Panama. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 145-166. Disponible en: http://www.reefbase.org/resource_center/publication/pub_7139.aspx

Glynn, P.W. (2003). Coral communities and coral reefs of Ecuador. En: J. Cortes, Ed. *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science BV, Amsterdam. pp. 449-472. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50020-5>

Gómez, C.G., González, A. y Guzmán, H.M. (2018). Multiscale change in reef coral species diversity and composition in the Tropical Eastern Pacific. *Coral Reefs*, 37: 105–120. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1637-y>

González-Andrés, C., Lopes, P.F.M., Cortés, J., Sánchez-Lizaso, J.L. y Pennino, M.G. (2016). Abundance and distribution patterns of *Thunnus albacares* in Isla del Coco National Park through predictive habitat suitability models. *PLoS ONE*, 11(12): e0168212. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168212>

González-Wangüemert, M., Valente, S. y Aydin, M. (2015). Effects of fishery protection on biometry and genetic structure of two target sea cucumber species from the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 743(1): 65-74. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2006-2>

Grorud-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., Roberts, C., Constant, V., Horta e Costa, B., Pike, E.P., Kingston, N., Laffoley, D., Sala, E., Claudet, J., Friedlander, A.M., Gill, D.A., Lester, S.E., Day, J.C., Gonçalves, E.J., Ahmadi, G.N., Rand, M., Villagomez, A., Ban, N.C., Gurney, G.G., Spalding, A.K., Bennett, N.J., Briggs, J., Morgan, L.E., Moffitt, R., Deguignet, M., Pritchard, E.K., Darling, E.S., Jessen, S., Hameed, S.O., Di Carlo, G., Guidetti, P., Harris, J.M., Torre, J., Kizilkaya, Z., Agardy, T., Cury, P., Shah, N.J., Sack, K., Cao, L., Fernandez, M. y Lubchenco, J. (2021). The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science*, 373(6560): eabf0861. Disponible en: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abf0861>

Grober-Dunsmore, R., Pittman, S.J., Caldwell, C., Kendall, M.S. y Frazer, T.K. (2009). A landscape ecology approach for the study of ecological connectivity across tropical marine seascapes. En: I. Nagelkerken, Ed. *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Springer, Dordrecht. pp. 493-530. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_14

Guzmán, H.M. y Breedy, O. (2008). *Distribución de la diversidad y estado de conservación de los arrecifes coralinos y comunidades coralinas del Pacífico Occidental de Panamá (Punta Mala-Punta Burica)*. The Nature Conservancy. 40 pp. Disponible en: <http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/093.coral%20pop%20InformeTecnico-panama.pdf>

Guzmán, H.M., Gómez, C.G., Guevara, C.A. y Kleivane, L. (2013). Potential vessel collisions with Southern Hemisphere humpback whales wintering off Pacific Panama. *Marine Mammal Science*, 29(4): 629-642. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2012.00605.x>

Guzmán, H.M., Díaz-Ferguson, E., Vega, A.J. y Robles, Y.A. (2015). Assessment of the dolphinfish *Coryphaena hippurus* (Perciformes: Coryphaenidae) fishery in Pacific Panama. *Revista de Biología Tropical*, 63(3): 705-716. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442015000300705&lng=en&tlng=en.

Guzmán, H.M. y Félix, F. (2017). Movements and habitat use by southeast Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) satellite tracked at two breeding sites. *Aquatic Mammals*, 43(2): 139-155. Disponible en: <https://doi.org/10.1578/AM.43.2.2017.139>

Guzmán, H.M., Gómez, C.G., Hearn, A. y Eckert, S.A. (2018). Longest recorded trans-Pacific migration of a whale shark (*Rhincodon typus*). *Marine Biodiversity Records*, 11(1): 1-6. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s41200-018-0143-4>

Guzmán, H.M., Rogers, G. y Gómez, C.G. (2019). Behavioral states related to environmental conditions and fisheries during olive ridley turtle migration from Pacific Panama. *Frontiers in Marine Science*, 6: 770. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00770>

Halpern, B.S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter?. *Ecological Applications*, 13(sp1): 117-137.

Disponible en: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0117:TOMRD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0117:TOMRD]2.0.CO;2)

Halpern, B.S., Lester, S.E. y Kellner, J.B. (2009). Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation*, 36(4): 268-276.

Disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892910000032>

Hanner, R., Floyd, R., Bernard, A., Collette, B.B. y Shivji, M. (2011). DNA barcoding of billfishes. *Mitochondrial DNA*, 22(sup1): 27-36.

Disponible en: <https://doi.org/10.3109/19401736.2011.596833>

Hazen, E.L., Abrahms, B., Brodie, S., Carroll, G., Jacox, M.G., Savoca, M.S., Scales, K.L., Sydeman, W.J. y Bograd, S.J. (2019). Marine top predators as climate and ecosystem sentinels. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(10): 565-574.

Disponible en: <https://doi.org/10.1002/fee.2125>

Hearn, A.R., Green, J.R., Roman, R., Acuña, D., Espinoza, E., Klimley, A.P. (2016) Adult female whale sharks make long distance movements past Darwin Island (Galapagos, Ecuador) in the Eastern Tropical Pacific. *Marine Biology*, 163:14–26

Heithaus, M.R., Frid, A., Wirsing, A.J. y Worm, B. (2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(4): 202-210.

Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.003>

Hernández, C.M., Witting, J., Willis, C., Thorrold, S.R., Llopiz, J.K. y Rotjan, R.D. (2019). Evidence and patterns of tuna spawning inside a large no-take Marine Protected Area. *Scientific Reports*, 9(1): 1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47161-0>

Herra-Miranda, D., Pacheco-Polanco, J.D., Oviedo, L. e Iñíguez, M. (2016). Análisis espacial de los hábitats críticos del delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) en el Golfo Dulce, Costa Rica: Consideraciones acerca de un proyecto de construcción de marina. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras*, 8(1): 9-27.

Disponible en: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-1.1>

Heupel, M.R., Carlson, J.K. y Simpfendorfer, C.A. (2007). Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. *Marine Ecology Progress Series*, 337: 287–297.

Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps337287>

Hoyt, E. (2005). *Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises: A world handbook for cetacean habitat conservation*. 1st ed. London, Earthscan. 516 pp.

Disponible en: <https://doi.org/10.4324/9781849771948>

Hutt, C. y Silva, G. (2019). *The economic contributions of Atlantic highly migratory anglers and tournaments, 2016*. U.S. Department of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-OSF-8, 44 pp. Disponible en: <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/economic-contributions-atlantic-highly-migratory-species-anglers-and-tournaments>

Hyde, J.R., Lynn, E., Humphreys Jr, R., Musyl, M., West, A.P. y Vetter, R. (2005). Shipboard identification of fish eggs and larvae by multiplex PCR, and description of fertilized eggs of blue marlin, shortbill spearfish, and wahoo. *Marine Ecology Progress Series*, 286: 269-277. Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps286269>

IATTC (2020). *Tunas, billfishes and other pelagic species in the Eastern Pacific Ocean in 2020*. Fishery Status Report-Informe de la Situación de la Pesquería. La Jolla, California. Disponible en: <https://www.iattc.org/en-US/Publication/Commission/Fishery-Status-Report?FreeText=&DateYear=&page=1&type=Fishery-Status-Report>

IPCC (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. En: V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu y B. Zhou, Eds. *Contribution of working group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. In Press. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

IUCN (2006). *Gorgona and Malpelo Islands, coastal & oceanic national parks of Colombia's Eastern Tropical Pacific (Colombia)*. IUCN World Heritage Evaluation Report May 2006, pp. 65-74. Disponible en: <https://whc.unesco.org/document/152068>

Jacox, M.G., Alexander, M.A., Bograd, S.J. y Scott, J.D. (2020). Thermal displacement by marine heatwaves. *Nature*, 584(7819): 82-86. Disponible en: https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/33268/noaa_33268_DS1.pdf

Jones, G.P., Srinivasan, M. y Almany, G.R. (2007). Population connectivity and conservation of marine biodiversity. *Oceanography*, 20(3): 100-111. Disponible en: <https://doi.org/10.5670/oceanog.2007.33>

Juan-Jordá, M.J., Mosqueira, I., Freire, J. y Dulvy, N.K. (2015). Population declines of tuna and relatives depend on their speed of life. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1811): 20150322. Disponible en: <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0322>

Kerwath, S.E., Winker, H., Götz, A. y Attwood, C.G. (2013). Marine protected area improves yield without disadvantaging fishers. *Nature Communications*, 4(1): 2347. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/ncomms3347>

Ketchum, J.T., Hearn, A., Klimley, A.P., Peñaherrera, C., Espinoza, E., Bessudo, S., Soler, G. y Arauz, R. (2014). Inter-island movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) and seasonal connectivity in a marine protected area of the eastern tropical Pacific. *Marine Biology*, 161(4): 939-951. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2393-y>

Kleisner, K.M., Fogarty, M.J., McGee, S., Hare, J.A., Moret, S., Perretti, C.T. y Saba, V.S. (2017). Marine species distribution shifts on the US Northeast Continental Shelf under continued ocean warming. *Progress in Oceanography*, 153: 24-36.
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.04.001>

Kleypas, J.A. (2019). Climate change and tropical marine ecosystems: A review with an emphasis on coral reefs. *Cuadernos de Investigación UNED*, 11(1): 24-35.
Disponible en: <https://doi.org/10.22458/urj.v11i1.2317>

Klimley, A.P. (2015). Shark trails of the eastern Pacific. *American Scientist*, 103(4): 276-283.
Disponible en: <https://doi.org/10.1511/2015.115.276>

Kroodsma, D.A., Mayorga, J., Hochberg, T., Miller, N.A., Boerder, K., Ferretti, F., Wilson, A., Bergman, B., White, T.D., Block, B.A., Woods, P., Sullivan, B., Costello, C. y Worm, B. (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, 359(6378): 904-908.
Disponible en: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.aao5646>

Krost, P., Goerres, M. y Sandow, V. (2018). Wildlife corridors under water: an approach to preserve marine biodiversity in heavily modified water bodies. *Journal of Coastal Conservation*, 22(1): 87-104. Disponible en: <https://doi.org/10.0.3.239/s11852-017-0554-0>

Kwiecinski, B. y Chial, B. (1983). Algunos aspectos de la oceanografía del Golfo de Chiriquí, su comparación con el Golfo de Panamá. *Revista de Biología Tropical*, 31(2): 323-235.
Disponible en: <https://doi.org/10.15517/RBT.V31I2.25074>

Ladino, F., Martinez-Mondragon, S., Fajardo, M.A.D., Vélez, N. y Lion, S.B. (2021). Seguimiento al estado de las poblaciones de once peces óseos y cartilagosos en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1): 105-120.
Disponible en: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1084>

Lasso, J. y Zapata, L. (1999). Fisheries and biology of *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) in the Pacific coast of Colombia and Panama. *Scientia Marina*, 63(3-4): 387-399. Disponible en: <https://doi.org/10.3989/scimar.1999.63n3-4387>

Lausche, B., Laur, A. y Collins, M. (2021). *Marine connectivity conservation rules of thumb for MPA and MPA network design*. Version 1.0. IUCN WCPA Connectivity Conservation Specialist Group's Marine Connectivity Working Group.
Disponible en: <https://doi.org/10.53847/jxqa6585>

Lenihan, H.S., Gallagher, J.P., Peters, J.R., Stier, A.C., Hofmeister, J.K. y Reed, D.C. (2021). Evidence that spillover from Marine Protected Areas benefits the spiny lobster (*Panulirus interruptus*) fishery in southern California. *Scientific Reports*, 11(1): 1-9.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-82371-5>

Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S. y Warner, R.R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 33-46.
Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps08029>

Ley 13/2005, de 5 de mayo, que establece el Corredor Marino de Panamá. Panamá: Asamblea Nacional. La Gaceta núm. 25293, de 6 de mayo de 2005.
Disponible en: http://gacetas.procuraduria-admon.gob.pa/25293_35273.pdf

Lima, L.S., Pinto, T.K., Brandão, B. de C.S., Santos, W., Hamilton, S., Domingues, E.C., Klein, A.P., Schettini, C.A., Poersch, L.H. y Cavalli, R.O. (2019). Impact of cage farming of cobia (*Rachycentron canadum*) on the benthic macrofauna in a tropical region. *Aquaculture*, 512(15): 734314. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734314>

Link, J.S. y Watson, R.A. (2019). Global ecosystem overfishing: Clear delineation within real limits to production. *Science Advances*, 5(6): eaav0474.
Disponible en: <https://www.science.org/doi/full/10.1126/sciadv.aav0474>

Lizano, O.G. (2008). Dinámica de aguas alrededor de la Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(2): 31-48.
Disponible en: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/26937/27116>

Lizano, O.G. 2012. Rasgos morfológicos alrededor de la Isla del Coco y de sus montes submarinos vecinos, Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60(3): 43-51.
Disponible en: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442012000800004

López-Angarita, B., Villate, M., Díaz, J.M., Cubillos, J. y Tilley, A. (2021). Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers' knowledge and landings. *Ocean and Coastal Management*, 213: 105825.
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105825>

Lowe, W.H. y Allendorf, F.W. (2010). What can genetics tell us about population connectivity? *Molecular Ecology*, 19: 3038-3051.
Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04688.x>

Luschi, P. (2013). Long-distance animal migrations in the oceanic environment: orientation and navigation correlates. *International Scholarly Research Notices Zoology*, 2013: 1-23.
Disponible en: <https://doi.org/10.1155/2013/631839>

Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., Garbutt, R.A., Bush, S., Fletcher, S., Wagey, T., Kachur, A. y Sweijid, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, 239: 670-680.
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016>

Lubchenco, J., Palumbi, S.R., Gaines, S.D. y Andelman, S. (2003). Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1): S3-S7.
Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/3099993>

Marcos, C., Díaz, D., Fietz, K., Forcada, A., Ford, A., García-Charton, J.A., Goñi, R., Lenfant, P., Mallol, S., Mouillot, D., Pérez-Marcos, M., Puebla, O., Manel, S. y Pérez-Ruzafa, A. (2021). Reviewing the Ecosystem Services, Societal Goods, and Benefits of Marine Protected Areas. *Frontiers of Marine Science*, 8: 613819.
Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.613819>

Mancera Cortés, J. (2019). *Cartilla de recursos de importancia comercial en el Corredor Marino del Pacífico Este Tropical, CMAR.* Comisión Colombiana del Océano, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, Parques Nacionales Naturales de Colombia y Fundación MarViva. Bogotá, Colombia. 60 pp. Disponible en: <https://es.scribd.com/document/501320987/Cartilla-de-Recursos-de-Importancia-Comercial-en-CMAR>

Manzello, D.P. (2009). Reef development and resilience to acute (El Niño warming) and chronic (high-CO₂) disturbances in the eastern tropical Pacific: a real-world climate change model. *Proceedings 11th International Coral Reef Symposium*, 1: 1299-1304). Disponible en: http://www.reefbase.org/resource_center/publication/pub_27723.aspx

Manzello, D.P. (2010). Coral growth with thermal stress and ocean acidification: lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral Reefs*, 29(3): 749-758. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0623-4>

Maté, J.L. (2006). *Análisis de la situación de la pesca en los Golfos de Chiriquí y Montijo.* The Nature Conservancy, Panamá. 68 pp. Disponible en: https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/6679/Mate_2005.pdf

Maxwell, S.M., Gjerde, K.M., Conners, M.G. y Crowder, L.B. (2020). Mobile protected areas for biodiversity on the high seas. *Science*, 367(6475): 252-254. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.aaz9327>

Mazaris, A.D., Kallimanis, A., Gissi, E., Pipitone, C., Danovaro, R., Claudet, J., Rilov, G., Badalamenti, F., Stelzenmüller, V., Thiault, L., Benedetti-Cecchi, L., Goriup, P., Katsanevakis, S. y Fraschetti, S. (2019). Threats to marine biodiversity in European protected areas. *Science of The Total Environment*, 677: 418-426. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.333>

McClenachan, L., Cooper, A.B. y Dulvy, N.K. (2016). Rethinking trade-driven extinction risk in marine and terrestrial megafauna. *Current Biology*, 26(12): 1640-1646. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.05.026>

McDowell, J. y Graves, J. (2002). Nuclear and mitochondrial DNA markers for specific identification of istiophorid and xiphiid billfishes. *Fishery Bulletin*, 100(3): 537-544. Disponible en: <https://spo.nmfs.noaa.gov/sites/default/files/pdf-content/2002/1003/mcdowe.pdf>

MiAMBIENTE (2012). Cobertura vegetal y uso de suelo de la República de Panamá. Disponible en: <https://doi.org/>

MigraMar (2016). MigraMar: Science for the conservation of migratory marine species in the Eastern Pacific. 20 pp. Disponible en: https://www.migramar.org/en/institutional_reports

MigraMar (2021). Migravías. Disponible en: <https://migramar.org/en/migravias>

Montenegro, R. (2007). Valoración económica de los recursos turísticos y pesqueros del Parque Nacional Coiba. *Conservation Strategy Fund*. Panamá, 82 pp. Disponible en: <https://aquadocs.org/handle/1834/8045>.

Montiel San Martín, A. (2020). Tendencias en los objetos de conservación de las Áreas Marinas Protegidas (AMP) Magallánicas. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 48(2): 5-6. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2020000200005>

Mumby, P.J. (2006). Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological Conservation*, 128(2): 215-222. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.042>

Nalesso, E., Hearn, A., Sosa-Nishizaki, O., Steiner, T., Antoniou, A., Reid, A., Bessudo, S., Soler, G., Klimley, A.P., Lara, F., Ketchum, J.T. y Arauz, R. (2019). Movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) at Cocos Island, Costa Rica and between oceanic islands in the Eastern Tropical Pacific. *PLoS ONE*, 14(3): e0213741. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213741>

Osorio, O. (1994). Situación de los manglares de Panamá. En: D.O. Suman, Ed. *El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. Miami. University of Miami, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, pp. 176-193. Disponible en: <http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/RinconLiterario/2012/octubre/B-6.pdf>

Pacheco Rovira, L.R. (2013). *La pesca con palangre pelágico en el Pacífico panameño. Aspectos operativos de la selectividad de los anzuelos y repercusiones en la captura incidental de tortugas marinas*. Tesis de Maestría. Universidad de Alicante. 155 pp. Disponible en: <https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/36118/1/Tesis%20m%c3%a1ster%20Lucas%20Pacheco.pdf>

Red Pacífico (2021). Migravías Coco-Galápagos y Coiba-Malpelo. Disponible en: <https://red-pacifico.net/es/migravia-coco-galapagos-y-migravia-coiba-malpelo/>

Pauly, D., Watson, R. y Alder, J. (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453): 5-12. Disponible en: <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1597>

Pendoley, K.L., Schofield, G., Whittock, P.A., Ierodiaconou, D. y Hays, G.C. (2014). Protected species use of a coastal marine migratory corridor connecting marine protected areas. *Marine Biology*, 161(6): 1455-1466. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2433-7>

Peñaherrera-Palma, C., Arauz, R., Bessudo, S., Bravo-Ormaza, E., Chassot, O., Chinacalle-Martínez, N., Espinoza, E., Forsberg, K., García-Rada, E., Guzmán, H., Hoyos, M., Hucke, R., Ketchum, J., Klimley, A.P., López-Macías, J., Papastamatiou, Y., Rubin, R., Shillinger, G., Soler G., Steiner T., Vallejo F., Zanella I., Zárate P., Zevallos-Rosado J. y Hearn, A. (2018). *Justificación biológica para la creación de la MigraVía Coco-Galápagos*. MigraMar y Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Manabí. Portoviejo, Manabí, Ecuador. 144 pp. Disponible en: <https://redpacifico.net/wp-content/uploads/2020/01/Justificacion-biologica-creacion-MigraVias-web.pdf>

Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A. y Marcos, C. (2017). North East Atlantic vs. Mediterranean Marine Protected Areas as Fisheries Management Tool. *Frontiers of Marine Science*, 4: 245. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00245>

Pérez-Ruzafa, Á., González-Wangüemert, M., Lenfant, P., Marcos, C. y García-Charton, J.A. (2006). Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation*, 129(2): 244-255. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.040>

Pomeroy, R.S., Ratner, B.D., Hall, S.J., Pimoljinda, J. y Vivekanandan, V. (2006). Coping with disaster: rehabilitating coastal livelihoods and communities. *Marine Policy*, 30(6): 786-793. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2006.02.003>

Pons, M., Branch, T.A., Melnychuk, M.C., Jensen, O.P., Brodziak, J., Fromentin, J.M., Harley, S.J., Haynie, A.C., Kell, L.T., Maunder, M.N., Parma, A.M., Restrepo, V.R., Sharma, R., Ahrens, R. y Hilborn, R. (2017). Effects of biological, economic and management factors on tuna and billfish stock status. *Fish and Fisheries*, 18(1): 1-21. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/faf.12163>

Pouzols, F.M. y Moilanen, A. (2014). A method for building corridors in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*, 29: 789-801. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0031-1>

Przeslawski, R., Ah Yong, S., Byrne, M., Wörheide, G. y Hutchings, P.A.T. (2008). Beyond corals and fish: the effects of climate change on noncoral benthic invertebrates of tropical reefs. *Global Change Biology*, 14(12): 2773-2795. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01693.x>

Puckett, B.J., Eggleston, D.B., Kerr, P.C. y Luettich, R.A. (2014). Larval dispersal and population connectivity among a network of marine reserves. *Fisheries Oceanography*, 23(4): 342-361. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/fog.12067>

Pujolar, J.M., Schiavina, M., Di Franco, A., Melià, P., Guidetti, P., Gatto, M., De Leo, G.A. y Zane, L. (2013). Understanding the effectiveness of marine protected areas using genetic connectivity patterns and Lagrangian simulations. *Diversity and Distributions*, 19(12): 1531-1542. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/ddi.12114>

Randall, C.J., Toth, L.T., Leichter, J.J., Maté, J.L. y Aronson, R.B. (2020). Upwelling buffers climate change impacts on coral reefs of the eastern tropical Pacific. *Ecology*, 101(2): e02918. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/ecy.2918>

Rasmussen, K. y Palacios, D.M. (2013). *Highlights from a decade of humpback whale research in the gulf of Chiriqui, western Panama, 2002-2012*. IWC Scientific Committee Publication No. SC/65a/SH04. Disponible en: http://www.panacetacea.org/uploads/6/6/8/1/6681148/rasmussen_and_palacios_iwc_2013_sc_65a_sh04.pdf

Rees, S., Pittman, S.J., Foster, N., Langmead, O., Griffiths, C., Fletcher, S., Johnson, D.E. y Attrill, M. (2018). Bridging the divide: A framework for social-ecological coherence in Marine Protected Area network design. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(3): 754-763. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/aqc.2885>

Reijmer, J.J., Bauch, T. y Schäfer, P. (2012). Carbonate facies patterns in surface sediments of upwelling and non-upwelling shelf environments (Panama, East Pacific). *Sedimentology*, 59(1): 32-56. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2010.01214.x>

Richardson, A.J., Downes, K.J., Nolan, E.T., Brickle, P., Brown, J., Weber, N. y Weber, S.B. (2018). Residency and reproductive status of yellowfin tuna in a proposed large-scale pelagic marine protected area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(6): 1308-1316. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/aqc.2936>

Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Betts, M.G., Ceballos, G., Courchamp, F., Hayward, M.W., Van Valkenburgh, B., Wallach, A.D. y Worm, B. (2019). Are we eating the world's megafauna to extinction? *Conservation Letters*, 12: e12627. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/conl.12627>

Roberts, K.E., Cook, C.N., Beher, J. y Tremblay, E.A. (2021). Assessing the current state of ecological connectivity in a large marine protected area system. *Conservation Biology*, 35(2): 699-710. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/cobi.13580>

Robertson, D.R. y Allen, G.R. (2020). Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: online information system. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa. Disponible en: <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/thefishes/species/1239>

Robles, Y. y Montes, L.A. (2011). Diagnóstico para el aprovechamiento pesquero y análisis socioeconómico de los manglares y ecosistemas afines del distrito de David. Informe Técnico presentado ante la Fundación MarViva, Autoridad Nacional del Ambiente y Conservación Internacional. 190 pp.

Rooker, J.R., Dance, M.A., Wells, R.D., Quigg, A., Hill, R.L., Appeldoorn, R.S., Ferreira, B., Boswell, K.M., Sanchez, P.J., Moulton, D., Kitchens, L., Rooker, G.J. y Aschenbrenner, A. (2018). Seascape connectivity and the influence of predation risk on the movement of fishes inhabiting a back-reef ecosystem. *Ecosphere*, 9(4): e02200. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2200>

Sáenz-Lázaro, C., Casado-Coy, N., Calderero, E.M. y Villamar, U.A. (2021). The environmental effect on the seabed of an offshore marine fish farm in the tropical Pacific. *Journal of Environmental Management*, 300: 113712.

Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113712>

Sciberras, M., Jenkins, S.R., Kaiser, M.J., Hawkins, S.J. y Pullin, A.S. (2013). Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence*, 2(1): 1-31. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/2047-2382-2-4>

SEA (2022). El Proyecto UnSoloMar busca establecer áreas marinas protegidas costeras entre el sur de Brasil y el sureste de Uruguay.

Disponible en : <https://sea.com.uy/aliarse-para-proteger-los-mares/>

Selkoe, K.A., D'Aloia, C.C., Crandall, E.D. et al. (2016) A decade of seascape genetics: contributions to basic and applied marine connectivity. *Marine Ecology Progress Series*, 554: 1-19. Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps11792>

Sheaves, M. (2009). Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 107-115.

Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps08121>

Smith, J. y Metaxas, A. (2018). A decision tree that can address connectivity in the design of Marine Protected Area Networks (MPAn). *Marine Policy*, 88: 269-278.

Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.11.034>

Soler, G.A., Bessudo, S. y Guzmán, A. (2013). Long term monitoring of pelagic fishes at Malpelo Island, Colombia. *Latin American Journal of Conservation*, 3(2): 28-37.

Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/260991937_Long_term_monitoring_of_pelagic_fishes_at_Malpelo_Island_Colombia

Southwick, R., Nelson, R. y Lachman, R. (2013). *Sportfishing in Panama: Size, Economic Impacts and Market Potential*. The Billfish Foundation y Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) de Panamá. 45 pp.

Disponible en: <http://www.billfish.org/wp-content/uploads/2013/06/TBF-Panama-Sportfishing-Based-Tourism-Economics-Full-Report.pdf>

Stewart, H.A., Kline, D.I., Chapman, L.J. y Altieri, A.H. (2021). Caribbean mangrove forests act as coral refugia by reducing light stress and increasing coral richness. *Ecosphere*, 12(3): e0341. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3413>

Tewksbury, J.J., Levey, D.J., Haddad, N.M., Sargent, S., Orrock, J.L., Weldon, A., Danielson, B.J., Brinkerhoff, J., Damschen, E.I. y Townsend, P. (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(20): 12923-12926. Disponible en: <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.202242699>

TNC (2008). *Evaluación de ecorregiones marinas en Mesoamérica. Sitios prioritarios para la conservación en las ecorregiones Bahía de Panamá, Isla del Coco y Nicoya del Pacífico Tropical Oriental, y en el Caribe de Costa Rica y Panamá.* Programa de Ciencias Regional, Región de Mesoamérica y El Caribe. The Nature Conservancy, San José, Costa Rica. 165 pp. Disponible en: <http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/098.Evaluacion%20ecorregionalTNC-08.pdf>

Toth, L.T., Aronson, R.B., Cobb, K.M., Cheng, H., Edwards, R.L., Grothe, P.R. y Sayani, H.R. (2015). Climatic and biotic thresholds of coral-reef shutdown. *Nature Climate Change*, 5(4): 369-374. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/nclimate2541>

Vega, A.J. y Villarreal, N. (2003). Peces asociados a arrecifes y manglares en el Parque Nacional Coiba. *Tecnociencia*, 5(1): 65-76. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/617>

Vega, A.J., Robles, Y y Del Cid, A. (2011). Impacto de la pesca artesanal sobre tiburones y rayas en el Parque Nacional Coiba y su zona de influencia, Golfo de Chiriquí. En: A.J. Vega, Ed. Estudios biológico-pesqueros en el golfo de Chiriquí, Pacífico de Panamá. Informe técnico Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, Fundación MarViva, Conservación Internacional, Ciudad de Panamá, Panamá, pp. 142-204.

Vega, Á.J., Robles, Y.A., y Godi, K. (2015a). El papel de los manglares como criaderos de pargo (Lutjanidae) en el Golfo de Chiriquí. *Tecnociencia*, 17(2), 83-97.

Vega, A.J, Robles, Y.A. y Maté, J. L. (2016). *La pesca artesanal en el Parque Nacional Coiba y zona de influencia. Biología y pesquería de sus principales recursos, con recomendaciones de manejo.* Fundación MarViva, Ciudad de Panamá, Panamá. 67 pp. Disponible en: <https://marviva.net/la-pesca-artesanal-en-el-parque-nacional-coiba-y-zona-de-influencia-biologia-y-pesqueria-de-sus-principales-recursos-con-recomendaciones-de-manejo/>

Vega, A.J., Robles, Y.A., Quezada, F., Quintero, O. y Montes, L. (2015b). Evaluación preliminar de la captura incidental de tortugas marinas por la pesquería artesanal del Golfo de Chiriquí. *Tecnociencia*, 17(1): 31-45. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/1198/1007>

Vergara-Chen, C. (2016). La investigación y gestión pesquera para la conservación de la biodiversidad marina de Panamá. *Tecnociencia*, 18(1): 73-85. Disponible en: <http://200.46.139.234/index.php/tecnociencia/article/view/132>

Villaseñor, I., Galván, F. y El Santana, E.I. (2009). Pesca con anzuelos en barcos palangreros del Océano Pacífico Mexicano efecto en la captura de tiburones y otras especies. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(1): 163-172. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572009000100016>

Villavicencio Garáyzar, C.J. (2000). *Áreas de crianza de tiburones en el Golfo de California*. Universidad Autónoma de Baja California Sur Área Interdisciplinaria de Ciencias del Mar Informe final SNIBCONABIO proyecto No. L054. México D. F.
Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/Infl054.pdf>

Weersing, K. y Toonen, R.J. (2009). Population genetics, larval dispersal, and connectivity in marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, 393: 1-12.
Disponible en <https://doi.org/10.3354/meps08287>

Williams, R., Hedley, S.L. y Hammond, P.S. (2006). Modeling distribution and abundance of Antarctic baleen whales using ships of opportunity. *Ecology and Society*, 11(1): 1.
Disponible en: <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art1/>

Womersley, F.C., Humphries, N.E., Queiroz, N., Vedor, M., da Costa, I., Furtado, M., Tyminski, J.P., Abrantes, K., Araujo, G., Bach, S.S., Barnett, A., Berumen, M.L., Bessudo Lion, S., Braun, C.D., Clingham, E., Cochran, J.E.M., de la Parra, R., Diamant, S., Dove, A.D.M., Dudgeon, C.L., Erdmann, M.V., Espinoza, E., Fitzpatrick, R., Cano, J.G., Green, J.R., Guzmán, H.M., Hardenstine, R., Hasan, A., Hazin, F.H.V., Hearn, A.R., Hueter, R.E., Jaidah, M.Y., Labaja, J., Ladino, F., Macena, B.C.L., Morris, J.J., Norman, B.M., Peñaherrera-Palma, C., Pierce, S.J., Quintero, L.M., Ramírez-Macías, D., Reynolds, S.D., Richardson, A.J., Robinson, D.P., Rohner, C.A., Rowat, D.R.L., Sheaves, M., Shivji, M.S., Sianipar, A.B., Skomal, G.B., Soler, G., Syakurachman, I., Thorrold, S.R., Webb, D.H., Wetherbee, B.M., White, T.D., Clavelle, T., Kroodsma, D.A., Thums, M., Ferreira, L.C., Meekan, M.G., Arrowsmith, L.M., Lester, E.K., Meyers, M.M., Peel, L.R., Sequeira, A.M.M., Eguíluz, V.M., Duarte, C.M. y Sims, D.W. (2022). Global collision-risk hotspots of marine traffic and the world's largest fish, the whale shark. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(20): e2117440119.
Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.2117440119>

Woodroffe, C., Brooke, B., Linklater, M., Kennedy, D.M., Jones, B.G., Buchanan, C., Mleczko, R., Hua, Q. y Zhao, J-x. (2010). Response of coral reefs to climate change: Expansion and demise of the southernmost Pacific coral reef. *Geophysical Research Letters*, 37: L15602.
Disponible en: <https://doi.org/10.1029/2010gl044067>

Zanella, I., y López-Garro, A. (2015). Abundancia, reproducción y tallas del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) en la pesca artesanal de Golfo Dulce, Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63: 307-317.
Disponible en: <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23110>

Zapata, F.A. (2001). Formaciones coralinas de Isla Goprgona; pp. 27-40. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (Eds.), *Gorgona Marina: contribución al conocimiento de una isla única*. INVEMAR, Publicaciones Especiales, 7, Santa Marta, 160 pp.

10. LITERATURA CONSULTADA

Bland, L.M., Regan, T.J., Dinh, M.N., Ferrari, R., Keith, D.A., Lester, R., Mouillot, D., Murray, N.J., Nguyen, H.A. y Nicholson, E. (2017). Using multiple lines of evidence to assess the risk of ecosystem collapse. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284 (1863): 20170660. Disponible en: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0660>

Claudino-Sales, V. (2019). Malpelo fauna and flora sanctuary, Colombia. In: *Coastal World Heritage Sites* (pp. 315-320). Springer. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-94-024-1528-5_46

D´Croz, L., Kwiecienski, B., Maté, J.L., Gómez J. y Del Rosario, J. (2003). El afloramiento costero y fenómeno de El Niño implicaciones sobre los recursos biológicos del Pacífico de Panamá. *Tecnociencia*, 5(2): 35-49. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/632>

DeClerck, F.A.J., Chazdon, R., Holl, K.D., Milder, J.C., Finegan, B., Martinez-Salinas, A., Imbach, P., Canet, L. y Ramos, Z. (2010). Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamérica: Past, present and future. *Biological conservation*, 143(2010): 2301-2313. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.026>

Enfield, D.B. (2001). Evolution and historical perspective of the (1997-1998) El Niño-Southern Oscillation event. *Bulletin of Marine Science*, 69(1): 7-25. Disponible en: https://www.aoml.noaa.gov/phod/docs/enfield/bms_inpress.pdf

Garcés, H., Batista, A.B. y Sánchez, N. (2020). Caracterización de sitios de anidación de tortugas marinas en Playa Lagarto, Pedasí, Provincia de Los Santos, Panamá. *Tecnociencia*, 22(2): 259-277. Disponible en: <https://doi.org/10.48204/j.tecno.v22n2a14>

Giraldo, A., Rodríguez-Rubio, E. y Zapata, F. (2008). Condiciones oceanográficas en isla Gorgona, Pacífico Oriental Tropical de Colombia. *Latin American Journal of Aquatic Research* 36(1): 121-128. Disponible en: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-560X2008000100012&lng=es&tlng=es

Glynn, P.W., Stewart, R.H. y McCosker, J.E. (1972) Pacific coral reefs of Panama: structure, distribution and predators. *Geologische Rundschau*, 61: 483-519. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF01896330>

Glynn, P.W., Maté, J.L., Baker, A. y Calderón, M. (2001). Recurrent coral bleaching and mortality caused by the 1997 El Niño Southern Oscillation far eastern Pacific. *Bulletin of Marine Science*, 69(1): 79-109. Disponible en: repository.si.edu/bitstream/handle/10088/11920/stri_Glynn_Mate_Baker_Calderon.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Grandia, L. (2007). Between Bolivar and Bureaucracy: the Mesoamerican biological corridor. *Conservation and Society*, 5(4): 478-503. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/26392900>

Graves, J.E. y McDowell, J.R. (2003). Stock structure of the world's istiophorid billfishes: a genetic perspective. *Marine and Freshwater Research*, 54(4): 287-298.
Disponible en: <https://doi.org/10.1071/MF01290>

Graves, J.E. y McDowell, J.R. (2006). Genetic analysis of white marlin (*Tetrapturus albidus*) stock structure. *Bulletin of Marine Science*, 79(3): 469-482.
Disponible en: <https://scholarworks.wm.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2510&context=vimsarticles>

Guzmán, H. M., Guevara, C.A. y Breedy, O. (2004). Distribution, diversity, and conservation of coral reefs and coral communities in the largest marine protected area of Pacific Panama (Coiba Island). *Environmental conservation*, 31(2): 111-121.
Disponible en: https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/6753/Guzman_Guevara_and_Breedy_2004.pdf?sequence=1&isAllowed=y

IUCN (2020). Malpelo Fauna and Flora Sanctuary - 2020 Conservation Outlook Assessment. IUCN World Heritage Outlook. Disponible en: <https://worldheritageoutlook.iucn.org/>

Medrano González, L. 2009. La evolución de los cetáceos. En: *Evolución biológica. Una visión actualizada desde la revista Ciencias*. Morrone J.J. y Magaña P. (eds). Facultad de Ciencias UNAM. México, DF. pp 539-588. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/264974435_La_evolucion_de_los_cetaceos

Moity, N. (2018). Evaluation of no-take zones in the Galápagos marine reserve, zoning plan 2000. *Frontiers in Marine Science*, 5: 244.
Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00244>

Osorio, A.F., Peláez-Zapata, D.S., Guerrero-Gallego, J., Álvarez-Silva, O., Osorio-Cano, J. D., Mauricio Toro, F. y Giraldo, A. (2014). Hidrodinámica aplicada a la gestión y la conservación de ecosistemas marinos y costeros: Isla Gorgona, océano Pacífico colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 62: 133-147. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000500009&lng=en&lng=es

Pacoureau, N., Rigby, C.L., Kyne, P.M., Sherley, R.B., Winker, H., Carlson, J.K., Fordham, S.B., Barreto, R., Fernando, D., Francis, M.P., Jabado, R.W., Herman, K.B., Liu, K-M., Marshall, A.D., Pollom, R.A., Romanov, E.V., Simpfendorfer, C.A., Yin, J.S., Kindsvater, H.K. y Dulvy, N.K. (2021). Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature*, 589: 567-571.
Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>

Piu Guime, M. (2003). La Reserva Marina de Galápagos.
Disponible en: <http://www.reservasmarinas.net/divulgacion/eventos/pdf/galapagos.pdf>

Ray, D.K., Welch, R.M., Lawton, R.O. y Nair, U.S. (2006). Dry season clouds and rainfall in northern Central America: Implications for the Mesoamerican Biological Corridor. *Global and Planetary Change*, 54(1-2): 150-162.

Red Pacífico (2021). Migravías.

Disponible en: <https://redpacifico.net/es/migravias/#1624584655895-a323db09-ee6a>

Ross, D.A., Guzmán, H.M., Van Hinsberg, V.J. y Potvin, C. (2016). Metal contents of marine turtle eggs (*Chelonia mydas*; *Lepidochelys olivacea*) from the tropical eastern pacific and the implications for human health. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 51(10): 675–687. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/03601234.2016.1191888>

Sánchez Ureña, O.M. (2011) *Evaluación biológica pesquera del dorado (Coryphaena hippurus) procedente de las capturas de la pesca artesanal en el Golfo de Chiriquí, Panamá*. Tesis de Maestría, Universidad de Panamá. Disponible en: <http://up-rid.up.ac.pa/1111/>

Vega, A.J. y Robles, Y. (2005). Descripción del proceso de anidación y biometría de hembras, huevos y nidos en tortuga golfinia *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) en Isla de Cañas, Pacífico panameño. *Tecnociencia*, 7(2): 43-55.

Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/767>

Villate, R. (2010). Corredores biológicos, su importancia para la gestión de paisajes marinos. *Mesoamericana*, 14(3): 107-115.

Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/mesoamericana/article/view/948>

ANEXO 1

REPUBLICA DE PANAMÁ
MINISTERIO DE AMBIENTE

RESOLUCIÓN DM No. _____
DE _____ DE _____ DE 2021

"Que declara el corredor biológico marino-costero de la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí"

El suscrito Ministro de Ambiente, en uso de sus facultades legales, y

CONSIDERANDO:

Que la Constitución Política de la República de Panamá dispone en su artículo 119, como deber del Estado y de los habitantes del territorio nacional, el propiciar un desarrollo social y económico que prevenga la contaminación del ambiente, mantenga el equilibrio ecológico y evite la destrucción de los ecosistemas;

Que, según el artículo 120 de esta Carta Magna, el Estado tiene la potestad de reglamentar, fiscalizar y aplicar oportunamente las medidas necesarias para garantizar que la utilización y el aprovechamiento de la fauna terrestre, fluvial y marina, así como de los bosques, tierras y aguas, para que estas se lleven a cabo racionalmente, de manera que se evite su depredación y se asegure su preservación, renovación y permanencia;

Que el Texto Único de la Ley 41 de 1 de julio de 1998, General de Ambiente de la República de Panamá establece en su artículo 1 que la administración del ambiente es obligación del Estado y que dicha Ley enmarca los principios y normas básicas para la protección, conservación y recuperación del ambiente, promoviendo el uso sostenible de los recursos naturales. Además, ordena la gestión ambiental y la integra a los objetivos sociales y económicos, a efecto de lograr el desarrollo sostenible en el país;

Que a través de la Ley 8 de 25 de marzo de 2015, se crea el Ministerio de Ambiente (MIAMBIENTE) como entidad rectora en materia de protección, conservación, preservación y restauración del ambiente y el uso sostenible de los recursos naturales para asegurar el cumplimiento y aplicación de las leyes, los reglamentos y la Política Nacional de Ambiente;

Que el numeral 5 del artículo 2 de la Ley 8 de 2015, establece entre las funciones del Ministerio de Ambiente el emitir las resoluciones y las normas técnicas y administrativas para la ejecución de la Política Nacional del Ambiente, y la protección de los recursos naturales terrestres e hidrobiológicos, en el área de su competencia, vigilando en su ejecución que se prevenga la degradación ambiental;

Que el numeral 16 del artículo 2, señala que el Ministerio de Ambiente creará y mantendrá accesibles y actualizadas las bases de datos relacionadas con el ambiente y el uso sostenible de los recursos naturales, mediante estudios, y proveerá información y análisis para incorporar la dimensión ambiental en las políticas públicas del Estado;

Que el Texto Único de la Ley 41 (Ley General de Ambiente de la República de Panamá del 1 de julio de 1998) estipula en su artículo 73 que los recursos marinos y costeros son bienes de dominio público del Estado, y su aprovechamiento, manejo y conservación estarán sujetos a las disposiciones que, para tal efecto emita el Ministerio de Ambiente, sin perjuicio de la competencia en materia de recursos acuáticos que posee la Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá, conforme a la Ley 44 del 23 de noviembre de 2006;

Que los artículos 192 y 194 de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, ratificada por la República de Panamá mediante Ley 38 de 4 de junio de 1995, imponen una obligación general a los Estados Parte de proteger y preservar el medio marino, así como de adoptar medidas necesarias para proteger y preservar los ecosistemas raros o vulnerables, así como el hábitat de las especies y otras formas de vida marina diezmadas, amenazadas o en peligro;

Que en el artículo II, numeral 1 de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS), ratificada mediante Ley 5 de 3 de enero de 1989, las Partes reconocen la importancia de la conservación de las especies migratorias y de las medidas a convenir para este fin por los Estados del área de distribución, siempre que sea posible y apropiado, concediendo particular atención a las especies migratorias cuyo estado de conservación sea desfavorable, y que el mismo reconocimiento se extiende también a las medidas apropiadas y necesarias, por ellas adoptadas separada o conjuntamente, para la conservación de tales especies y de su hábitat;

Que mediante la Resolución 13.1 de la XII Conferencia de las Partes, la Convención sobre las Especies Migratorias de Animales Silvestres “afirma que el compromiso de mantener y restaurar la conectividad ecológica es una de las principales prioridades de la CMS, especialmente para la conservación y la gestión sostenible de las especies migratorias y sus hábitats (CMS, 2020).

Que el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), ratificado mediante Ley 2 de 12 de enero de 1995, establece el artículo 8, literales e) y k) que cada parte contratante, en la medida de lo posible, promoverá un desarrollo ambientalmente adecuado y sostenible en zonas adyacentes a áreas protegidas, con miras a aumentar la protección de estas zonas, así como el establecer y mantener la legislación necesaria y/u otras disposiciones de reglamentación para la protección de especies y poblaciones amenazadas;

Que dentro de la Línea de Acción 1.1. sobre Conservación in Situ de Ecosistemas Representativos de la Estrategia y el Plan de Acción Nacional de Biodiversidad (EPANB 2018-2050) aprobada a través del Decreto Ejecutivo 128 de 18 de diciembre de 2018, contempla el establecimiento de corredores biológicos que promuevan la conectividad y representatividad, en ecosistemas vulnerables al cambio climática y la acción antrópica;

Que en los estudios científicos realizados en áreas de la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí se reconoce los altos niveles de riqueza de especies y endemismo presentes, así como las amenazas a su estado y biodiversidad. Además, parte del Golfo de Chiriquí integra al Sistema Nacional de Áreas Protegidas Nacionales, el Parque Nacional Coiba, declarado Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO en el 2005, el Parque Nacional Marino Golfo de Chiriquí y el Refugio de Vida Silvestre Playa La Barqueta, lo que proporciona una base importante para los esfuerzos de conservación de la biodiversidad existente;

Que las áreas protegidas y no protegidas de la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí contienen variados tipos de hábitats, tales como arrecifes de coral, pastos marinos, manglares, costas rocosas, planicies intermareales fangosas y playas arenosas, los cuales proporcionan una variedad de nichos que favorecen una alta biodiversidad de peces, incluyendo poblaciones significativas de especies del Indo-Pacífico que se han establecido en el Pacífico Oriental;

Que el área posee una formación importante de arrecifes que proporcionan un vínculo ecológico clave a nivel regional, para el tránsito y supervivencia de especies pelágicas y altamente migratorias, tales como la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), la ballena de brydei (*Balaenoptera brydei*), los tiburones martillo (*Sphyrna spp.*), los tiburones zorro (*Alopias spp.*), la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), la tortuga verde (*Chelonia agassizi*), la tortuga baula (*Dermodochelys coriacea*), la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y la tortuga caguama (*Caretta caretta*), además de una especie emblemática de la zona, como lo es el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el pez existente más grande del mundo;

Que todas las especies de tortugas marinas encontradas en esta zona, así como las ballenas jorobadas se encuentran en el listado de especies de flora y fauna amenazadas de Panamá, aprobado mediante la Resolución DM-0657-2016 del 16 de diciembre de 2016;

Que las poblaciones de las especies altamente migratorias han visto reducidas sus poblaciones a nivel mundial, por lo cual son categorizadas como especies vulnerables, amenazadas y/o en riesgo de extinción futura, enlistados en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), del cual Panamá es miembro al aprobar sus Estatutos mediante Ley 26 de 10 de diciembre de 1993 y protegidos internacionalmente por la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de animales Silvestres (CMS, por sus siglas en inglés) y en la Convención Internacional sobre el comercio de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (CITES, por sus siglas en inglés), ambas ratificadas por la República de Panamá mediante ley 14 de 28 de octubre de 1977 y Ley 5 de 3 de enero de 1089 respectivamente;

Que derivado del proyecto Conservación de la biodiversidad mediante la Planificación Espacial Marina (PEM) en Panamá: corredores marinos como potencial elemento a considerar para la gestión ambiental y de recursos en el Golfo de Chiriquí, ejecutado por la Fundación MarViva, el cual se dedicó al análisis de estudios científicos realizados en la zona por el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, la Fundación Panacetacea, la Universidad de Panamá – Centro Regional de Veraguas y el Ministerio de Ambiente, con sus respectivas bases de datos, permitió identificar rutas de conectividad entre áreas protegidas y no protegidas en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí, basado en la presencia de individuos de diferentes especies emblemáticas, el desplazamiento local de los individuos de estas especies altamente migratorias y la topografía del relieve submarino.

RESUELVE:

Artículo 1: Declárase el corredor biológico marino-costero de la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí.

Artículo 2: Para los efectos de la presente Resolución, los siguientes términos se entenderán así:

1. Corredor biológico: Territorio que proporciona conectividad entre paisaje, ecosistemas y hábitats, sea natural o modificado, asegurando el mantenimiento de la biodiversidad y de los procesos ecológicos entre estos. El mismo puede contener una serie de espacios de usos diversos, que interactúan entre sí, y que cumplen con diferentes funciones, de acuerdo a sus potencialidades, restricciones y manejo.

2. Corredor Marino: Paso regular en aguas marinas que utilizan diversas especies para realizar múltiples actividades.

3. Planificación Espacial Marina: un proceso público que analiza y asigna la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en áreas marinas, para lograr determinados objetivos ecológicos, económicos y sociales, que se suelen especificar a través de un proceso político, que pudiese proponer medidas que refuerce el mantenimiento de la conectividad entre los ecosistemas presentes en áreas protegidas y no protegidas, identificadas en la presente resolución.

Artículo 3: Establécense las coordenadas del polígono donde se encuentran contenidas las rutas de conectividad del corredor biológico marino costero identificado en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí, el cual consta en el anexo 1 de la presente resolución, de la siguiente forma:

| Norte | Sur | Este | Oeste |
|--------|--------|----------|----------|
| 8.4064 | 7.1239 | -81.1480 | -82.6082 |

Artículo 4: Son objetivos del corredor biológico marino-costero de la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí:

1. Mantener la conectividad ecológica entre las áreas marinas protegidas (AMP) u otras zonas clave de hábitat marino o costero para el desarrollo del ciclo de vida de las especies marinas nativas, endémicas y migratorias.
2. Incrementar la capacidad de resiliencia de los ecosistemas en las áreas de conexión entre las áreas naturales legalmente protegidas.
3. Contribuir a la sostenibilidad de la biodiversidad y los recursos naturales existentes en la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí.
4. Sostener o recuperar las capacidades y ofertas productivas de los ecosistemas, brindando un conjunto de bienes y servicios ambientales a las poblaciones de la región;
5. Desarrollar procesos de conservación y producción sostenible para el mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades costeras aledañas a las áreas de conexión, promoviendo la pesca, el ecoturismo, la investigación, entre otras;

6. Promover la investigación científica y el desarrollo de proyectos que permitan evaluar los cambios en la conectividad y la función ecológica a mayores escalas espaciales.
7. Impulsar el desarrollo de las capacidades locales, la gobernanza, la participación pública y gestión social en los territorios colindantes para respaldar los procesos de planificación espacial marina, los cuales deberán ponderar medidas que refuercen la conectividad biológica entre los ecosistemas de áreas marinas protegidas y no protegidas.

Artículo 5: El Ministerio de Ambiente coordinará con las instancias correspondientes a nivel del sector público, privado y organizaciones de la sociedad la elaboración de un Plan de Acción para la definición de las acciones y programas a implementar dentro del corredor biológico marino-costero de la porción centro oriental del Golfo de Chiriquí, que atiendan los objetivos contemplados en el artículo 4 de la presente resolución.

Artículo 6: La presente Resolución entrará en vigencia a partir de su publicación en Gaceta Oficial.

FUNDAMENTO DE DERECHO: Ley 5 de 3 de enero de 1989; Ley 2 de 12 de enero de 1995; Ley 38 de 4 de junio de 1995; Texto Único de la Ley 41 de 1 de julio de 1998; Ley 13 de 5 de mayo de 2005, Ley 8 de 25 de marzo de 2015; Decreto Ejecutivo 128 de 18 de diciembre de 2018; Resolución AG-0704-2012 de 11 de diciembre de 2012, y demás normas concordantes y complementarias.

Dada en la Ciudad de Panamá, a los _____ () días del mes de _____ de dos mil vientiuno (2021).

Notifícase y Cúmplase,

MILCIADES CONCEPCIÓN
Ministro de Ambiente



Parque Nacional Coiba / Golfo de Chiriquí, Panamá

La Fundación MarViva es una organización regional, no gubernamental y sin fines de lucro, cuya área de acción se encuentra en zonas seleccionadas del Pacífico Tropical Oriental. Tiene como objetivo impulsar la conservación y el uso sostenible de los recursos marinos y costeros del Pacífico Tropical Oriental, para que sea diverso, saludable, y generador de bienestar para las presentes y futuras generaciones.

PANAMÁ: +507 317 - 4350 • COLOMBIA: +571 747 - 0460 • COSTA RICA: +506 4052 - 2500

 MarViva

 @marvivapanama

 @fundacionmarviva

 Marviva

www.marviva.net

Con el apoyo financiero de:



ISLAS SECAS
FOUNDATION

