PLAN DE MONITOREO DE ESPECIES PRIORITARIAS PARA EL PACÍFICO ESTE TROPICAL

MIGRAMAR

Este documento fue preparado por Viviana Páez y Alex Hearn para MigraMar con apoyo de Marta Cambra Agustí, Sofia Green, Beatriz Naranjo y Erick Ross Salazar.

Revisado Por:
Alex Hearn
Marta Cambra Agustí
Beatriz Naranjo
Erick Ross Salazar
María Virginia Gabela

Para citar este documento:
Páez, V y Hearn, A. 2025. Plan de monitoreo de especies prioritarias para el Pacífico Este Tropical. MigraMar. Quito, Ecuador.

Para citar el capítulo de tiburón ballena:
Páez, V y Green, S. 2025. Tiburón ballena. En: Paez, V y Hearn, A (Eds.). Plan de monitoreo de especies prioritarias para el Pacífico Este Tropical. MigraMar. Quito, Ecuador. pp. 40-51

Para citar el resto de los capítulos, utilizar la cita del documento completo.

Agradecimientos a:
Johanna Carrión, Re:wild
Adriana Ng, CMAR
María Fernanda Cuartas, CMAR
Todos los colaboradores y participantes en la selección de especies e indicadores listados en el Anexo III

Ilustración portada:
Viviana Páez Cordovez

Ilustaciones capítulo 9 y 10:
Andrea Vera

BEZOS EARTH FUND re:wild CMAR CORREDOR MARINO DEL PACÍFICO ESTE TROPICAL

Instituciones colaboradoras y participantes del proceso

¿Por qué es tan importante el monitoreo? Las aguas del Pacífico Este Tropical albergan una enorme riqueza de especies y diversidad de hábitats que brindan servicios ecosistemas para toda la región, y en particular para las comunidades costeras que dependen netamente de estos servicios para su bienestar economico y social. Los Estados ribereños de la región han invertido recursos significativos para encontrar un balance entre el desarrollo económico y la conservación de la biodiversidad. Desde la creación de Areas Marinas Protegidas, hasta a la promulgación de leyes que regulan las actividades económicas como la pesca, la explotación de petróleo, el tráfico marino y el turismo, los Estados han implementado un abanico de medidas con este fin. Pero cada medida conlleva un costo, tanto por parte de la agencia implementadora, como por el usuario cuya actividad es limitada por la misma. Este costo ¿se traduce en un beneficio para la biodiversidad? ¿Ayuda a lograr los objetivos?

El monitoreo es una actividad fundamental del manejo adaptativo, que nos permite evaluar el desempeño de las medidas implementadas, de medir el nivel de avances hacia el cumplimiento de sus objetivos, y de poder ajustar nuestra estrategia de conservación y uso sostenible para optimizar su efectividad y para responder a nuevos retos emergentes.

Cuando se trata de actividades o especies y hábitats de índole local o nacional, el monitoreo puede ser relativamente simple. Sin embargo, una de las características de la biodiversidad de nuestra región es su conectividad. Desde los tiburones martillo que migran entre la Reserva Marina de Galápagos (Ecuador), y las costas de Costa Rica y Panamá, hasta las tortugas marinas que anidan en las playas de las costas continentales para luego migrar hacia aguas internacionales en mar abierto, pasando por atunes, cetáceos y aves marinas, nuestras especies compartidas no conocen fronteras, y por lo tanto están expuestas a presiones humanas en sus hábitats claves y en sus rutas migratorias a través de diferentes jurisdicciones. En este caso, el monitoreo necesita de una coordinación y cooperación entre países y usuarios que no tiene precedente a nivel global.

De esta necesidad nace este documento, el cual es fruto de un proceso participativo que involucró a expertos, manejadores y científicos de toda la región. Es el primer paso hacia una evaluación del uso y conservación de nuestra biodiversidad compartida, reconoce y construye sobre los esfuerzos existentes para monitorear una selección de especies prioritarias, las cuales, en su conjunto, responden a los criterios que se contemplan al evaluar el desempeño de medidas y estrategias de conservación. Como tal, se espera que se adapte y se aumente a medida que avance su implementación, la cual está en manos de todos nosotros.

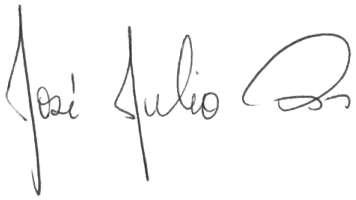
Alex Hearn, Ph.D.
MigraMar
Presidente de la Junta Directiva 2021-2025

El Corredor Marino del Pacífico Este Tropical, cubre una porción del Océano Pacífico caracterizada por una gran diversidad, alta productividad y, sobre todo, por la presencia de especies altamente migratorias, que conectan las diferentes áreas núcleo que conforman al CMAR.

Dentro de estas especies se encuentran organismos icónicos con un gran valor ecosistemico, que funcionan como indicadores para evaluar la salud de las aguas en las que realizan sus actividades ecológicamente importantes; razón por la cual, es necesario establecer estrategias que aseguren su conservación.

Debido a lo anterior se ha diseñado el Plan de Monitoreo de Especies Prioritarias, un trabajo en conjunto entre el Comité Técnico del CMAR, especialistas de la región y nuestros colegas de MigraMar, con quienes realizamos una serie de encuentros presenciales y virtuales, para definir las especies más funcionales, para evaluar y diseñar acciones con base en información científica. Este proceso incluyó discusiones profundas con análisis de las especies migratorias de la región; para definir sobre que organismos se trabajaría.

Con este documento podremos enfocar nuestras acciones en especies altamente representativas que nos permitan diseñar políticas nacionales y regionales, para asegurar la efectividad de las acciones de manejo de estos recursos.



José Julio Casas Maldonado
Secretario Técnico Protempore (2022-2025)
Corredor Marino del Pacífico Este Tropical

TABLA DE CONTENIDO

Abreviaciones y acrónimos 11
Resumen ejecutivo 12
I. Plan de monitoreo regional de especies prioritarias 13
Antecedentes 13
Diseño plan de monitoreo de especies prioritarias para el PET 17
Meta y objetivos 21
Metodología e implementación del plan de monitoreo para el PET 22
2. Tiburón martillo 25
Introducción 26
Objetivo general 27
Estado de conservación 27
Marco normativo 29
Estado actual de monitoreo del tiburón martillo en el en el PET 30
Identificación de usos y presiones 33
Área de estudio 38
Indicadores de monitoreo 38
3. Tiburón ballena 41
Introducción 42
Estado de conservación 43
Estado actual de monitoreo de tiburón ballena en el PET 45
Objetivo general 46
Marco normativo 46
Identificación de usos y presiones 47
Estrategias de monitoreo 49
4. Tortuga verde 52
Introducción 53
Objetivo general 54
Estado de conservación UICN 54
Marco normativo 55
Estado actual de monitoreo de tortuga verde en el PET 57
Identificación de usos y presiones 60
Área de estudio 63
Indicadores de monitoreo 63
5. Bacalao de Galápagos 66
Introducción 67
Estado de conservación 67
Marco normativo 68
Identificación de usos y presiones en el PET 68
Estado actual de monitoreo 69
Área de estudio 70
Indicadores de monitoreo 71

TABLA DE CONTENIDO

6. Ballena jorobada 73
Introducción 74
Objetivo general 75
Estado de conservación 75
Marco normativo 76
Estado actual de monitoreo de ballena jorobada en el PET 77
Identificación de usos y presiones 79
Área de estudio 82
Indicadores de monitoreo 82
7. Atún aleta amarilla 84
Introducción 85
Objetivo general 86
Estado de conservación 86
Marco normativo 87
Estado actual de monitoreo de atún aleta amarilla en el PET 88
Identificación de usos y presiones 89
Área de estudio 90
Indicadores de monitoreo 91
8. Análisis e interpretación de indicadores 95
Sistema de análisis y recolección de datos 95
Evaluación de indicadores de monitoreo 96
9. Métodos de monitoreo 99
Estéreo-BRUVS 99
Censos visuales submarinos por medio de bitácoras de buceo 103
Pesca científica-captura por unidad de esfuerzo 105
Estimación de talla en tortuga verde 108
Sistema de estéreo video operado por buzos 109
Indicadores de estado de stock en pesca comercial 111
Close-kin-mark-recapture 113
Foto identificación 115
Análisis de varamientos 118
Vehículos aéreos no tripulados 120
Monitoreo en playas de anidación 122
10. Usos y presiones 123
Antecedentes 123
Pesca 123
Degradación de hábitat 128
Especies invasoras 135
Tráfico marino 136
Cambio climático 138
Mal manejo de turismo 142

TABLA DE CONTENIDO

Apéndices 144
Apéndice 1 144
Apéndice 2 145
Referencias 151
Capitulo 1 151
Capítulo 2 152
Capítulo 3 156
Capítulo 4 160
Capítulo 5 162
Capítulo 7 165
Capítulo 8 165
Capítulo 9 166

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Protección nacional con respecto a tiburones y específica para el tiburón martillo en países del PET. 30
Tabla 2 Áreas de estudio seleccionadas para le monitoreo del tiburón martillo en las poblaciones Norte y Centro-Sur de adultos, juveniles y neonatos. 38
Tabla 3 Indicadores de monitoreo de *S. lewini*. 39
Tabla 4 Indicadores de monitoreo de *R. typus*. 50
Tabla 5 Protección nacional con respecto a tortugas marinas en países del PET. 56
Tabla 6 Resultados de los últimos reportes en zonas de anidación de la subpoblación de tortuga verde a lo largo de la región del PET. 57
Tabla 7 Estado actual de monitoreo de la subpoblación de la tortuga verde en el PET. 59
Tabla 9 Indicadores de monitoreo de *C. mydas agasizzi.* 64
Tabla 10 Indicadores de monitoreo de *M. olfax*. 72
Tabla 11 Instrumentos nacionales implementados para la protección de ballenas o mamíferos marinos. 77
Tabla 12 Indicadores de monitoreo de *M. novaeangliae*. 83
Tabla 13 Indicadores de monitoreo de *T. albacares*. 92
Tabla 14 Calificación e interpretación de valores del Ámbito de Variación Permisible a obtener por indicador. 97
Tabla 15 Posibles resultados de Ámbito de Variación Permisible según la interpretación de los datos. 98
Tabla 21 Información relevante sobre el uso estandarizado de estéreo-BRUVS pelágicos. 100
Tabla 22 Información relevante sobre el uso estandarizado de estéreo-BRUVS bentónicos 101
Tabla 23 Potenciales consecuencias de presiones pesqueras en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 126
Tabla 24 Potenciales consecuencias de destrucción de hábitat en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 129
Tabla 25 Potenciales consecuencias de contaminación marina en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 133
Tabla 26 Posibles consecuencias de especies invasoras en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 136
Tabla 27 Potenciales consecuencias de tráfico marino en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 137
Tabla 28 Potenciales consecuencias de cambio climático en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 140
Tabla 29 Potenciales consecuencias de mal manejo de turismo en el PET sobre las especies bandera seleccionadas. 142
Tabla 30 Criterios cumplidos de especies prioritarias seleccionadas. 145

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Zona de estudio-Pacífico Este Tropical..... 16
Figura 2 Características específicas de un indicador de monitoreo 18
Figura 3 Ciclo de creación de un plan de monitoreo 19
Figura 4 Metodología e implementación plan de monitoreo regional de especies prioritarias..... 23
Figura 5 Instrumentos internacionales de protección para tiburón martillo..... 29
Figura 6 Instrumentos internacionales de protección para tiburón ballena..... 46
Figura 7 Instrumentos internacionales de protección para tortuga verde 55
Figura 8 Distribución Bacalao de Galápagos 70
Figura 9 Instrumentos internacionales de protección para ballena jorobada 76
Figura 10 Estructura de diseño de estéreo- BRUVS pelágicos y estéreo- BRUVS de fondo o bentónicos 102
Figura 11 Diseño y colocación de estaciones o BRUVS por línea 102
Figura 12 Esquema de una línea de palangre..... 106
Figura 13 Referencia toma de medidas tortuga verde 108
Figura 14 Posición correcta para la captura de imagen de tiburón ballena..... 115
Figura 15 Fotografía del lado izquierdo, perpendicular al tiburón ballena 116
Figura 16 Lado ventral de las aletas de ballena jorobada 117
Figura 17 Fuentes de contaminación marina..... 130
Figura 18 Posibles consecuencias sobre hábitats y especies causados por el cambio climático..... 138

ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS

ADN	Ácido desoxirribonucleico
AMP	Área Marina Protegida
ARAP	Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá
AUNAP	Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca
AVP	Ámbito de variación permisible
BRUVS	Baited remote underwater video system
CBI	Comisión Ballenera Internacional
CIT	Comisión Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas
CIAT	Comisión Interamericana del Atún Tropical
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
CKMR	Close-kin-mark-recapture
CMAR	Corredor Marino del Pacífico Este Tropical
CMS	Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvestres
CONVEMAR	Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar
CPUE	Captura por unidad de esfuerzo
CVS	Censos visuales submarinos
CKMR	Close-kin mark-recapture
DAP	Dispositivos agregadores de pesca
DOV	Diver operated video
DPS	Distinct population segments
ENOS	El Niño Oscilación del Sur
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
IPOA	International Plan of Action
MAP	Ministerio de Acuacultura y Pesca
MOU	Memorándum de entendimiento
OPO	Oriental Pacific Ocean
PAN	Plan de acción nacional de protección de tiburones
PANMCT y PANT-CR	Plan de acción nacional para el manejo y conservación de tiburones, rayas especies afines en México
	Plan de acción nacional para la conservación y ordenación de los tiburones de Costa Rica
PAR-Tiburón	Plan de acción regional para la ordenación y conservación de los tiburones en Centroamérica
PAT-EC	Plan de Acción nacional para la conservación y el manejo de tiburones de Ecuador
PBDE	Polibromodifenil éteres
PET	Pacífico Este Tropical
PNG	Parque Nacional Galápagos
PNIC	Parque Nacional Isla del Coco
PNNC	Parques Nacionales Naturales Colombia
RMG	Reserva Marina de Galápagos
SCUBA	Self-contained Underwater Breathing Apparatus
Shark MOU	Shark Memorandum of Understanding
SPLASH	Structures of Population, Levels of Abundance and Status of Humpback Whales
SPUE	Avistamiento por unidad de esfuerzo
SICA	Sistema de Integración Centroamérica
TSM	Temperatura superficial del mar
UCR	Universidad de Costa Rica
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UNCLOS	Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar
USFQ	Universidad San Francisco de Quito
VAC	Cambio de abundancia virtual
VANT	Vehículos aéreos no tripulados
ZEE	Zona económica exclusiva

Resumen ejecutivo

El Pacífico Este Tropical (PET) es reconocido como una región pionera en conservación marina debido a la creación de nuevas grandes Áreas Marinas Protegidas como la Reserva Marina Hermandad (Ecuador), el Área de Manejo Marina Bicentenario (Costa Rica) y la expansión de las ya existentes como el Parque Nacional Isla del Coco (Costa Rica) y el Santuario de Flora y Fauna de Malpelo (Colombia). A pesar de la importancia ecológica y el alto valor de conservación del PET, existen muchas brechas que deben abordarse para proteger esta área.

Una de ellas es comprender el estado de conservación y las tendencias poblacionales de las grandes especies migratorias. Por esta razón existe la necesidad de la creación de un plan regional de monitoreo de especies, con métodos de estudio estandarizados, para evaluar el papel de las AMP en la protección de especies vulnerables y desarrollar esfuerzos regionales efectivos de conservación. Es igualmente importante facilitar el acceso y la visualización de la información generada para reducir el tiempo entre los cambios observados y la toma de decisiones, lo que se traduzca en una estrategia de gestión verdaderamente adaptativa para proteger a estas especies.

Con el apoyo de Re:wild, Bezos Earth Fund y CMAR; MigraMar ha desarrollado un plan regional de monitoreo de especies para diseñar e implementar indicadores que reflejen los patrones y cambios en la tendencia poblacional de seis especies prioritarias del PET. Generando información integral para entender usos y presiones presentes, brechas de conservación existentes, guiar esfuerzos de manejo necesarios y proteger la biodiversidad de la región. Las 6 especies prioritarias seleccionadas a través de un sistema de criterios complementarios son: la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), la tortuga verde (*Chelonia mydas agasizzi*), el bacalao de Galápagos (*Mycteroperca olfax*), el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*). Cada especie tiene diferentes indicadores de monitoreo y metodologías estandarizadas, que ayudarán a comprender los cambios en las fluctuaciones poblacionales.

Este plan regional de monitoreo actuará como una herramienta para evaluar las brechas de conservación existentes en relación con las especies migratorias y proporcionará datos científicos para apoyar los procesos de toma de decisiones. Una parte crucial del proyecto es desarrollar una plataforma en línea donde todos los datos generados se subirán periódicamente y estarán disponibles para las autoridades y los tomadores de decisiones del CMAR. Con esta información se pretende que para el 2030, se comprendan las tendencias poblacionales de las especies prioritarias y los datos generados estén disponibles a través de una plataforma en línea.

I. PLAN DE MONITOREO REGIONAL DE ESPECIES PRIORITARIAS

Antecedentes

El Pacífico Este Tropical (PET) comprende una biorregión que se extiende desde el Mar de Cortés, México, hasta el norte de Perú. Al oeste, la biorregión está delimitada por el borde establecido por la Barrera del Pacífico Este Tropical y al este por la masa continental de América. Al norte y sur se delimita por gradientes térmicos elevados, correspondientes a la Corriente de California en México y a la punta de la Corriente de Humboldt en Perú (Sullivan y Bustamante, 1999; Spalding et al., 2007; Martin et al., 2016; Enright et al., 2021) [Figura 1]. El PET incluye un total de 134 Áreas Marinas Protegidas (AMP) entre las que se encuentran: Parque Nacional Revillagigedo (México); Isla Clipperton (Francia); Isla del Coco y Bicentenario (Costa Rica); Coiba y Cordillera de Coiba (Panamá); Gorgona, Malpelo y Yuruparí (Colombia); Galápagos, Hermandad e Isla de la Plata (Ecuador), (Sullivan y Bustamante, 1999; Spalding et al., 2007; Martin et al., 2016; PNN de Colombia, 2017; Enright et al., 2021; MAATE, 2022; MiAmbiente, 2023; FAO, 2023). Dentro de la región podemos encontrar el Corredor Marino del Pacifico Este Tropical (CMAR), el cual comprende una extensión de 2 millones de kilómetros cuadrados.

El CMAR es una iniciativa regional voluntaria y no vinculante, que comprende algunas AMP de Ecuador, Costa Rica, Colombia, y Panamá. Esta iniciativa busca la gestión adecuada de biodiversidad y recursos marinos, a través de estrategias entre los distintos países que lo conforman. La conectividad entre las áreas comprendidas por el CMAR contiene áreas extendidas y conectadas (Yurupari-Malpelo, Cordillera de Coiba, Bicentenario), Migravías (Parque Nacional Isla del Coco (PNIC) – Reserva Marina Galápagos (RMG) , Parque Nacional Coiba – Refugio de Flora y Fauna Malpelo) y áreas anexadas a la red de AMP (Parque Nacional Revillagigedo y la Isla de Clipperton) (CMAR, 2023).

El PET es considerado una de las áreas más productivas del mundo al albergar múltiples especies y componerse de varios hábitats. Sus condiciones son especiales debido a características oceanográficas y ambientales únicas, puesto a que se encuentra entre los giros subtropicales del Pacifico Norte y Sur; además de encontrarse en el sistema de corrientes ecuatoriales y la piscina cálida del Pacifico Oriental (Kessler, 2002).

Estas características favorecen la proliferación de una variedad de hábitats y organismos como corales hermatípicos, elasmobranquios, mamíferos marinos y aves marinas (Edgar et al., 2004). La región también se caracteriza por sus aguas superficiales poco saladas delimitadas por la presencia de una termoclina poco profunda y fuerte debajo de la cual disminuye bruscamente la concentración de oxígeno disuelto (Fiedler y Lavin, 2017).

A lo largo del PET, la composición de especies varía ampliamente. Sus hábitats, como: manglares, montes submarinos, arrecifes rocosos, arrecifes de coral, y más; son el hogar de alrededor de 5.000 invertebrados marinos, más de 130 aves marinas, más de 1600 especies de peces (Zapata et al., 2007), más de 130 especies

@FLara

@Fundación Malpelo

de mamíferos marinos, 7 especies de reptiles marinos, más de 33 especies de rayas y 88 especies de tiburones (Glynn, 2000). Varias especies de megafauna marina se mueven dentro y fuera de la región del PET con el fin de aparearse, alimentarse o dar a luz (Glynn, 2000). Diversos estudios han demostrado que existe conectividad ecológica entre las diversas AMP de la región por el movimiento de especies migratorias que viajan entre islas oceánicas (Espinoza et a., 2021; Hearn et al, 2021; Henry et al., 2021; Ketchum et al., Klimley et al., 2015 2020; Lara et al., 2020) o entre islas oceánicas y zonas costeras utilizadas como zonas de crianza (Cambra et al., 2021; Chinacalle et al., 2021; Chiriboga et al., 2020; Palacios et al., 2021). La conectividad regional incrementa los retos de conservación para estas especies, al no limitarse a un área específica.

La distribución de especies amenazadas en esta extensión marina se asocia con áreas con altas tasas de sobrepesca, pérdida de hábitat y cambio climático (Polidoro et al., 2012). El PET forma la base de una alta producción pesquera, la cual es explotada por flotas industriales y artesanales, tanto locales como de larga distancia. A partir de datos de la CIAT tomados de 1918 a 2011, se estimó que las flotas pesqueras comerciales captaron un total de 28.281.645 toneladas métricas aproximadamente, donde el 83% de esas capturas corresponde a la pesca de atún aleta amarilla (Martin et al., 2016).

@FLara

La pesca, destrucción del hábitat, cambio climático, y el uso del espacio por parte de especies prioritarias han ocasionado disminución poblacional de varias especies, lo que genera un interés por expandir o crear AMP para proteger a especies locales y migratorias. Además, el PET es un área pionera en la conservación marina, a partir de la creación de reservas marinas, parques nacionales, santuarios y recientes expansiones de áreas protegidas. Esto conlleva a la necesidad de contar con una estrategia regional de monitoreo para comprender fluctuaciones en la población de especies prioritarias que habitan dentro y fuera de las AMP, con el fin de generar información integral para entender presiones y usos presentes, brechas de conservación y guiar esfuerzos de manejo.

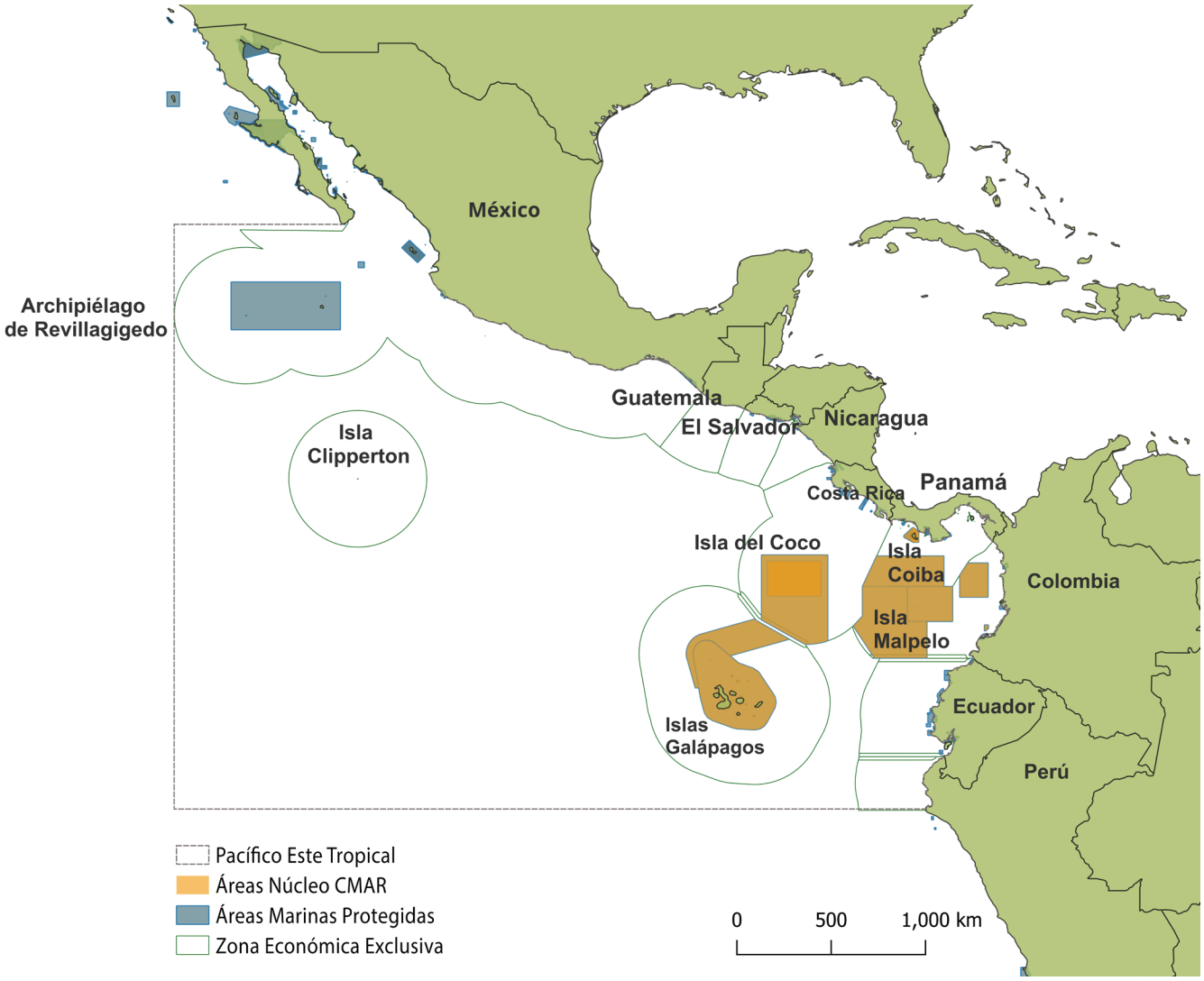


Figura 1. *Zona de estudio-Pacífico Este Tropical. La región se extiende desde el Mar de Cortés hasta el Norte de Perú.*

Diseño plan de monitoreo de especies prioritarias para el PET

Monitoreo
Se basa en la recopilación, el análisis y la interpretación de datos sistemáticos de tendencias de población, para determinar la efectividad de una acción de manejo o acción de conservación (Elzinga et al., 2001).

Indicador de monitoreo
Métricas o medidas específicas que nos permiten evaluar el estado o las condiciones de las especies objetivo de la región (Lee et al., 2005; Butchart et al., 2010).

Especie prioritaria
Especies priorizadas para la conservación de la naturaleza que siguen criterios de selección, como la distribución y ecología.

Un plan de monitoreo de especies a nivel regional es esencial para la creación de esfuerzos efectivos de conservación. El monitoreo nos permite tomar decisiones informadas sobre una especie y entender cambios en el tiempo en su población (Elzinga et al., 2001; Nature Conservancy, 2019). Los datos de tendencia poblacional a largo plazo nos permiten identificar usos, presiones y variables ambientales que influyen sobre los individuos de esa especie (Buckland y Johnston, 2017; Nature Conservancy, 2019; Tucker et al., 2005). Por esto, el monitoreo de especies prioritarias de la región es fundamental, para asegurar la persistencia de las mismas en sus hábitats naturales.

Para cumplir con el desarrollo correcto de un plan de monitoreo de especies es esencial la creación de indicadores de monitoreo. El análisis y evaluación de estos indicadores nos brindan información cuantitativa y cualitativa para comprender de mejor manera la dinámica poblacional (Noss, 1990; Lee et al., 2005; Fancy y Bennets, 2012). Esta herramienta es la clave para realizar un seguimiento de los cambios de una población a lo largo del tiempo. Cada indicador debe ser seleccionado dependiendo de la especie objetivo y debe cumplir características específicas [Figura 2] (Tucker et al., 2005):

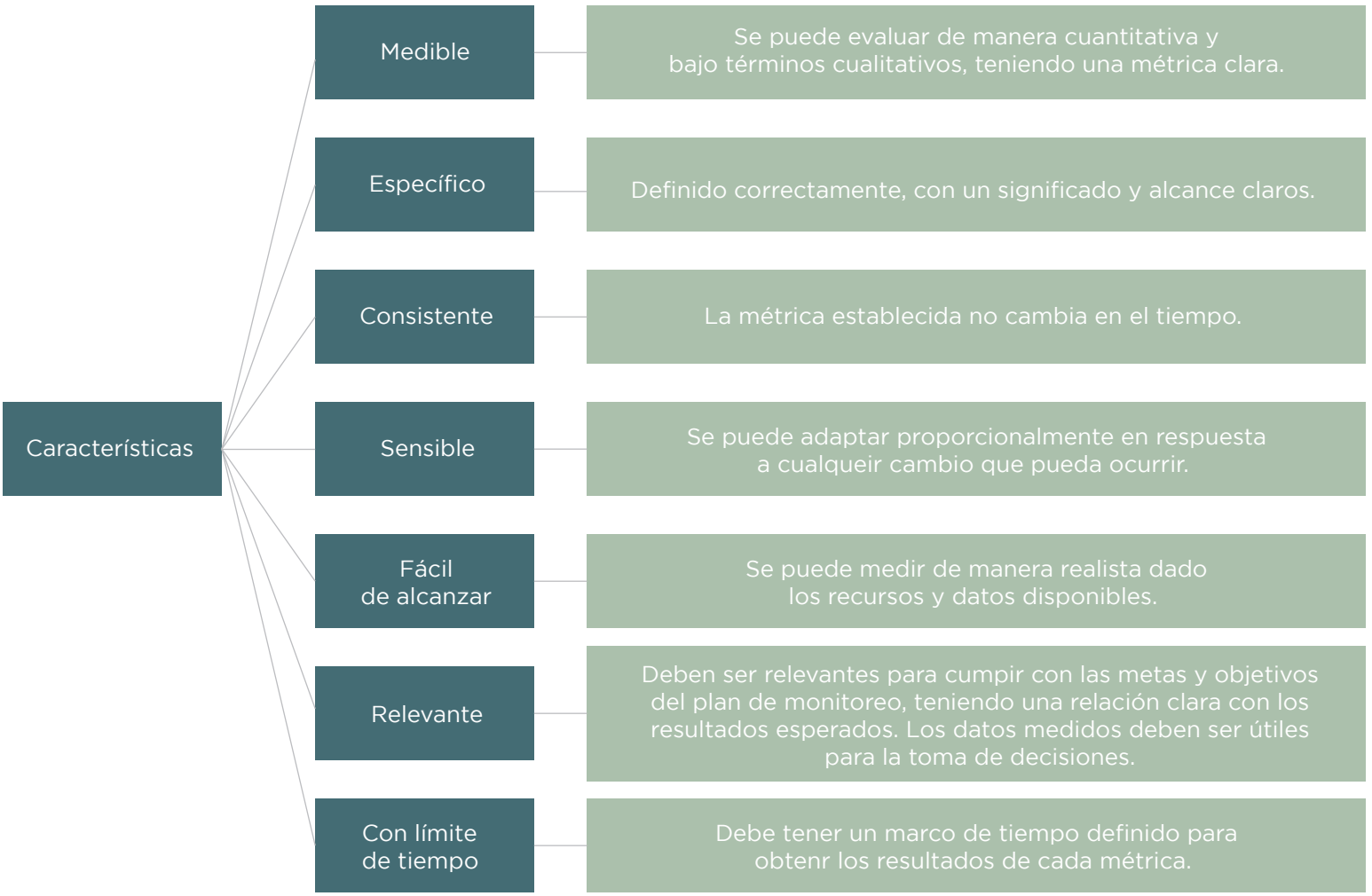


Figura 2. *Características específicas de un indicador de monitoreo (Tucker et al., 2005).*

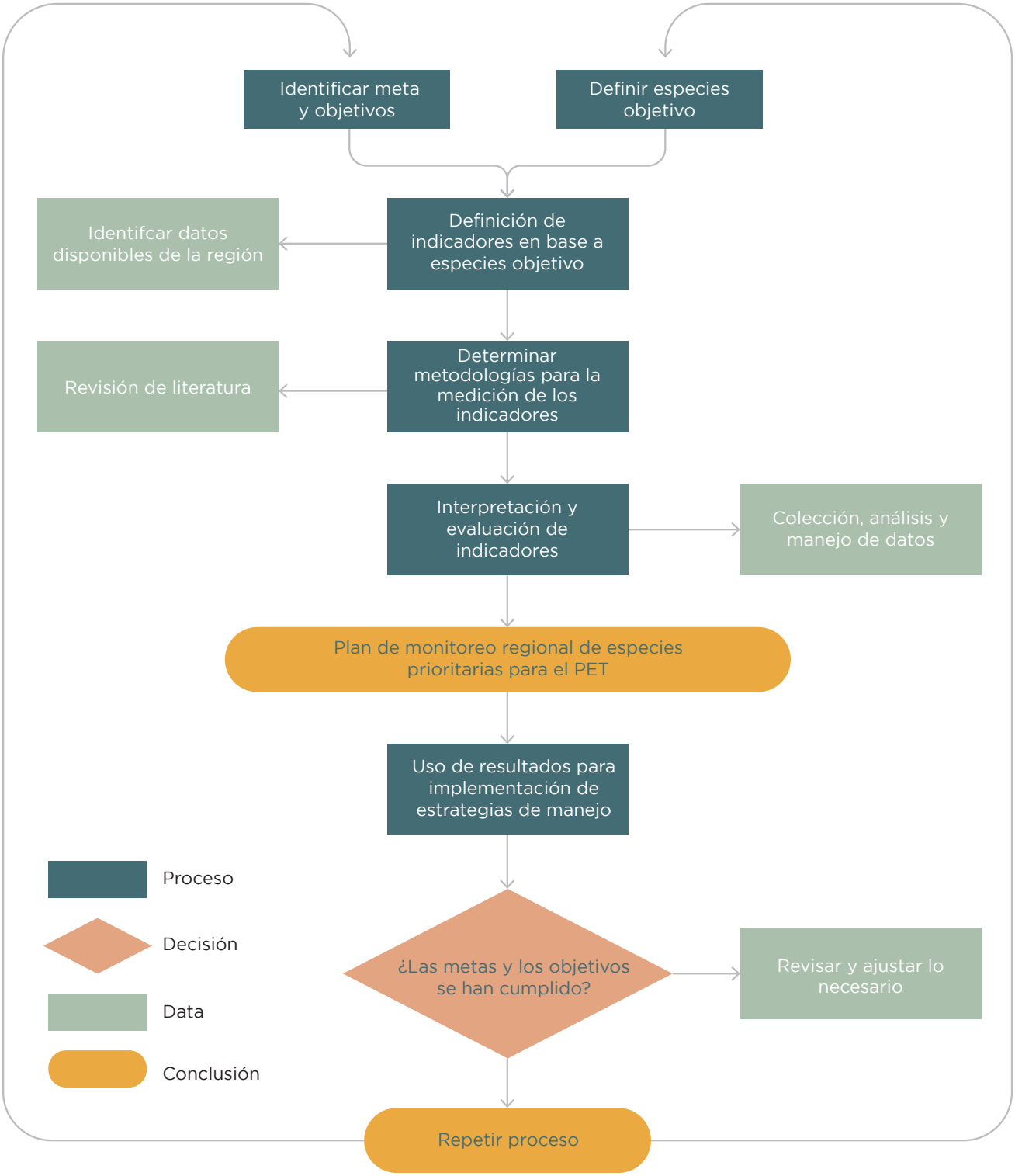


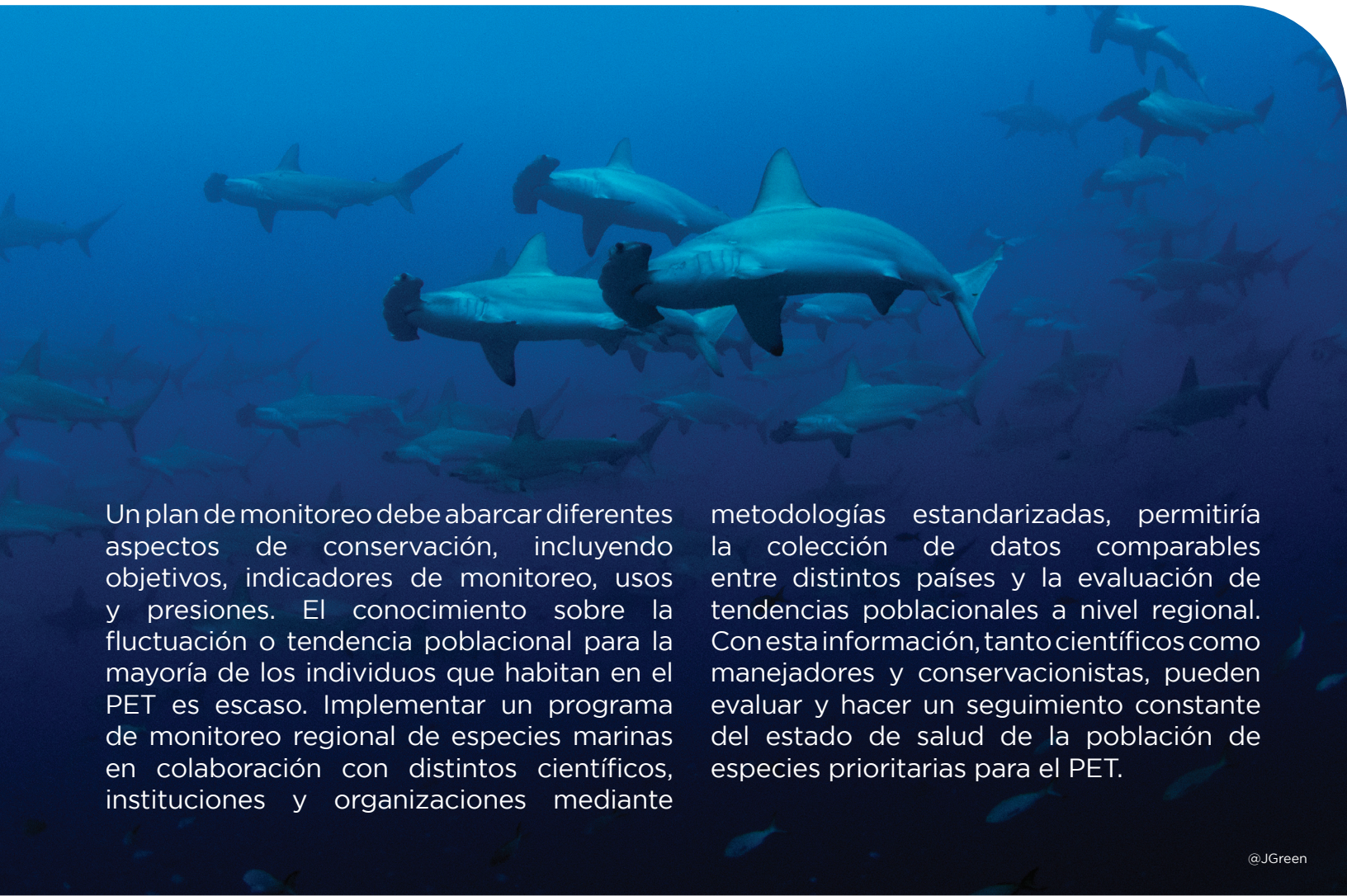
Figura 3. *Ciclo de creación de un plan de monitoreo (Fuente propia).*

Además de la selección de indicadores, existen ciertos pasos que se deben cumplir previa y posteriormente para la creación de un plan de monitoreo [Figura 3] (Fancy y Bennets, 2012; Buckland y Johnston, 2017; Nature Conservancy, 2019).

La metodología descrita en la Figura 3 se utilizó para la creación del "Plan de Monitoreo de Especies Prioritarias para la Conservación en el PET con el objetivo de diseñar e implementar indicadores que reflejen los patrones y cambios en la tendencia poblacional de seis especies prioritarias del PET. Este procedimiento se logro con apoyo de científicos expertos en las especies prioritarias, liderado por MigraMar en coordinación con el CMAR, con el apoyo financiero de Re:wild y Bezos Earth Fund.

Plan regional de monitoreo

Debe contener una serie de indicadores que abarquen los objetos de conservación, ya sean especies, habitats, procesos ecológicos o servicios ecosistémicos; e incluir indicadores sobre las amenazas y las condiciones biofísicas a lo largo de la región (Fancy y Bennets, 2012).



Un plan de monitoreo debe abarcar diferentes aspectos de conservación, incluyendo objetivos, indicadores de monitoreo, usos y presiones. El conocimiento sobre la fluctuación o tendencia poblacional para la mayoría de los individuos que habitan en el PET es escaso. Implementar un programa de monitoreo regional de especies marinas en colaboración con distintos científicos, instituciones y organizaciones mediante metodologías estandarizadas, permitiría la colección de datos comparables entre distintos países y la evaluación de tendencias poblacionales a nivel regional. Con esta información, tanto científicos como manejadores y conservacionistas, pueden evaluar y hacer un seguimiento constante del estado de salud de la población de especies prioritarias para el PET.

@JGreen

Meta y objetivos

Meta

Para el 2030 se cuenta con datos estandarizados que reflejan patrones en la tendencia poblacional de seis especies prioritarias del PET.

Objetivo general

Diseñar e implementar indicadores que reflejen los patrones y cambios en la tendencia poblacional de seis especies prioritarias del PET, generando información integral para entender usos y presiones presentes, brechas de conservación existentes, guiar esfuerzos de manejo necesarios y proteger la biodiversidad de la región.

Objetivos específicos

- Entender las brechas de conocimiento y conservación que existen sobre las poblaciones de las especies prioritarias en la región.
- Identificar los principales usos y presiones que enfrentan las especies objetivo, como la sobrepesca, la contaminación, la destrucción del hábitat y el cambio climático.
- Proporcionar datos científicos para respaldar los procesos de toma de decisiones relacionados con gestión de recursos marinos, designación de áreas protegidas y pesca.
- Proporcionar datos científicos a través de una plataforma en línea para apoyar el desarrollo y la implementación de medidas de conservación y gestión para la región.

Metodología e implementación del plan de monitoreo para el PET

Selección de especies prioritarias

Como punto de partida, se escogieron seis especies prioritarias de la región del PET: el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), la tortuga marina verde (*Chelonia mydas*), la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), el bacalao de Galápagos (*Mycteroperca olfax*) y el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*). Dejando abierta la posibilidad de integrar más especies en el futuro.

Las especies prioritarias contempladas en este plan de monitoreo se escogieron bajo un proceso de selección en dos etapas distintas. El proceso, en un inicio, se llevó a cabo con el apoyo de los integrantes del Grupo de Ciencias del CMAR, con el Comité Técnico del CMAR y con científicos de la red regional MigraMar a través de una votación. Sin embargo, a través de una discusión llevada a cabo el Taller Regional de Monitoreo Biológico y Prioridades de Conservación (Panamá, agosto 2023), se decidió ampliar el proceso consultivo para una nueva definición de especies prioritarias [Figura 4A].

Al finalizar el taller regional, se llevó a cabo una segunda etapa de selección por medio de tres pasos distintos. Inicialmente se elaboró una lista de criterios importantes para la selección de un elenco de especies para monitoreo, seguido por una valoración del 1 al 5 de cada criterio según su importancia (1 no es importante, 2 poco importante, 3 importante, 4 muy importante, 5 esencial) [Apéndice 1]. Finalizando con la selección de especies prioritarias que cumplan con la lista de criterios, previamente evaluados, de manera complementaria. Esta etapa se llevó a cabo con el apoyo de integrantes del Comité Técnico del CMAR, Grupo de Ciencia del CMAR, Grupo de AMP del CMAR, miembros de MigraMar, y asistentes al Taller Regional de Monitoreo Biológico y Prioridades de Conservación [Figura 4B].

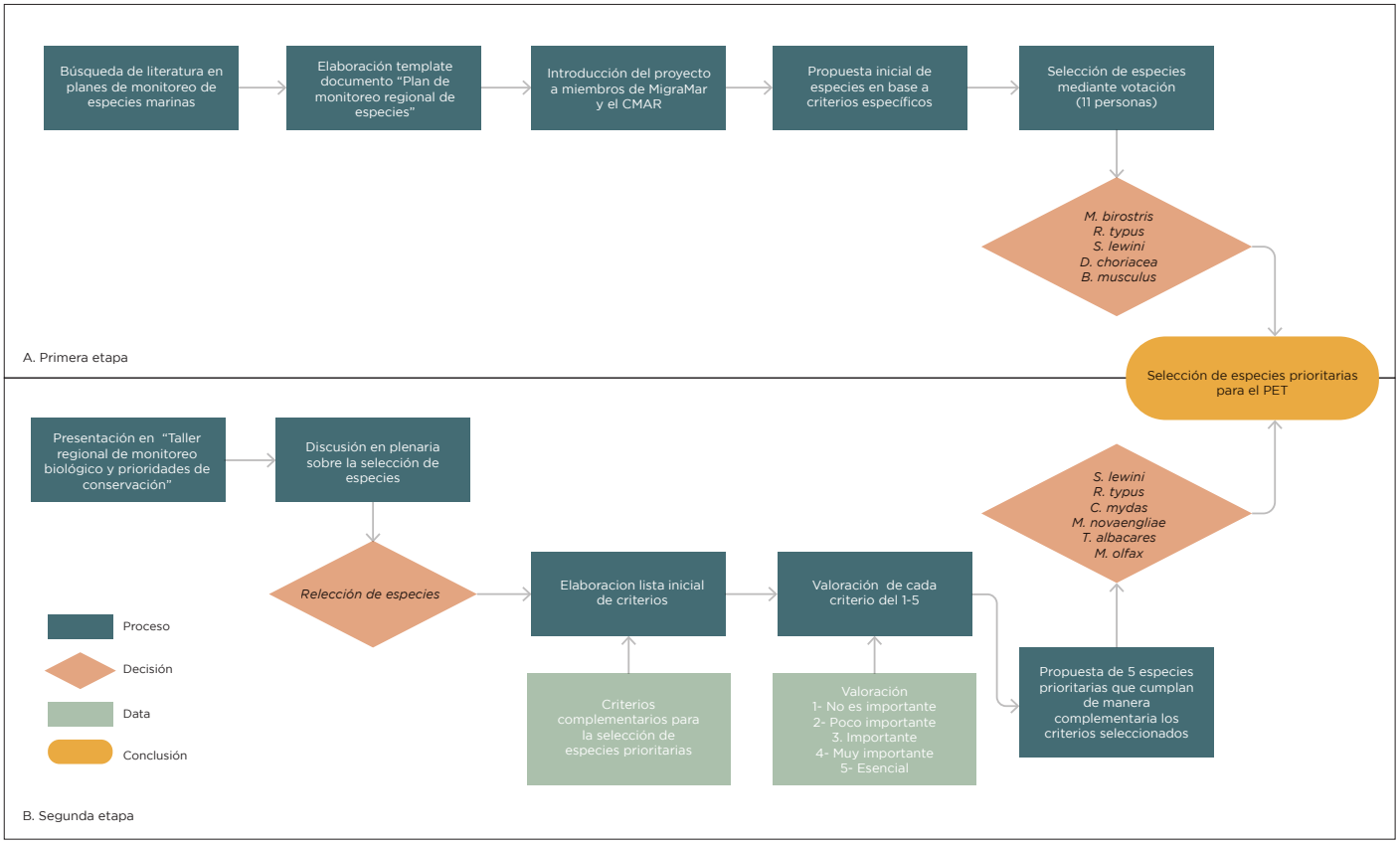


Figura 4. *Metodología e implementación plan de monitoreo regional de especies prioritarias. A- primera etapa llevada a cabo para el proceso de selección. B -segunda etapa llevada a cabo para el proceso siendo la etapa definitiva de selección de especies.*

Selección de indicadores de monitoreo

Una vez establecidas las seis especies prioritarias, se realizó el proceso de selección de indicadores de monitoreo. El equipo consultor realizó una búsqueda de literatura, por especie, sobre monitoreo científico en el PET. Los indicadores escogidos en primera instancia se presentaron ante actores relevantes de la región, a través de reuniones en línea. A partir de las observaciones y comentarios obtenidos, se presentó el listado inicial de indicadores en el "Taller regional de monitoreo biológico y prioridades de conservación" celebrado en Panamá en Agosto del 2023. Durante el taller se realizaron mesas de trabajo para establecer una lista preliminar de indicadores para cada especie que se utilizarían como punto de partida para aquellos presentados en este documento. La información recolectada se revisó en talleres virtuales realizados con los grupos de trabajo del CMAR (Grupo de Ciencias, Grupo de Pesca, Grupo de Turismo y Grupo de AMP). Con la información obtenida durante esta etapa se realizaron las modificaciones pertinentes y se escogieron los indicadores para cada especie.

Diseño plan de monitoreo por especie prioritaria

Una vez establecidas los indicadores de monitoreo, cumpliendo con el objetivo general y los objetivos específicos planteados en este proyecto, se realizaron los siguientes pasos para cada especie:

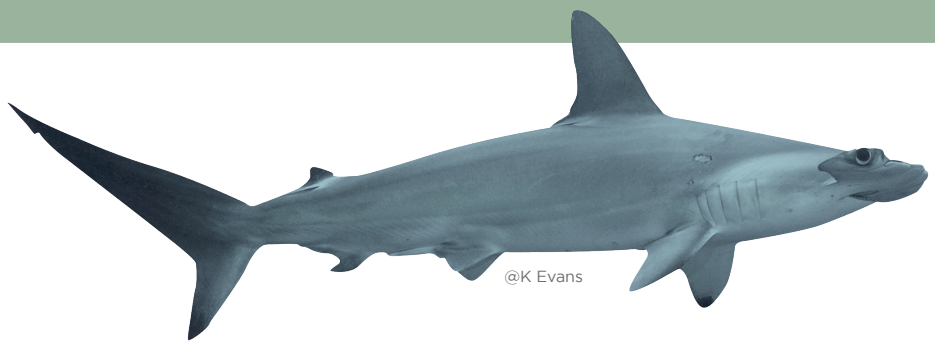
1. Búsqueda de la literatura de monitoreo científico en el PET.
2. Elaboración del documento escrito.
3. Revisión de la información por parte del CMAR y el equipo consultor.

A continuación, en los siguientes apartados se reflejará toda esta información recopilada para cada una de las especies prioritarias seleccionadas.

Para la selección de indicadores de monitoreo establecidos en el proyecto de monitoreo regional, se priorizaron indicadores que cumplan con los siguientes parámetros específicos: 1) Cada indicador debe cumplir con la serie de características presentadas en la Figura 2 y debe poder ser reportado a la plataforma web Marine Manager desarrollada por Global Fishing Watch; 2) Estos indicadores permiten establecer con precisión resultados que reflejen los objetivos establecidos y su formato es capaz de comunicar cambios en la tendencia poblacional de las especies prioritarias seleccionadas; 3) Cada indicador se encuentra asociado a una técnica de monitoreo específica y debe ser estandarizado según los métodos y unidades indicadas.

TIBURÓN MARTILLO

Sphyrna lewini



CR

Peligro Crítico

Especie vivípara pelágico-costera, que se distribuye en aguas temperadas y tropicales alrededor del mundo. Es una de las especies de tiburones oceánicos que se enfrenta al riesgo de extinción más alto. Su población ha experimentado fuerte descenso a lo largo de toda su distribución.

Se sugiere que la población del PET posee dos grupos genéticamente discretos, una población al norte correspondiente al Pacífico mexicano y otra población encontrada al centro sur desde Guatemala a Ecuador. Se ha determinado el descenso en la población de la la Isla del Coco, Islas Galápagos, México e Isla Malpelo.

#	INDICADORES DE MONITOREO	TÉCNICAS DE MONITOREO
1.1	Abundancia relativa basada en BRUVS pelágicos	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS pelágicos.
1.2	Abundancia relativa basada en BRUVS bentónicos.	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS bentónicos.
1.3	Densidad de individuos en zonas de agregación basada en DOV.	Uso de DOV durante la temporada de avistamiento para cálculo de densidad.
1.4	Cambio o permanencia de longitud total promedio basada en cámaras remotas.	Uso estandarizado de cámaras remotas en ambientes pelágicos y bentónicos junto a las herramienta Event Measure y CAL.
1.5	Número de individuos avistados por inmersión de buceo.	Generación de bitácoras de buceo dependiendo el sitio de estudio.
1.6	Número de juveniles y/o neonatos capturados por anzuelo.	Uso estandarizado de palangre para la captura y liberación de juveniles y neonatos encontrados en zonas de crianza.
1.7	Número de individuos capturados incidentalmente con red de cerco.	Colección de datos sistematizados de capturas incidentales pertenecientes a la pesca con red de cerco.
1.8	Abundancia relativa en sitios de agregación basada en cámaras remotas sin carnada.	Uso estandarizado de cámaras remotas submarinas sin carnada en zonas de agregación del PET.

TIBURÓN MARTILLO

Introducción

El tiburón martillo común *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) es una especie vivípara pelágico-costera, que se distribuye en aguas temperadas y tropicales alrededor del mundo (Compagno, 1984). Se encuentra principalmente alrededor de islas y montes submarinos con temperaturas preferidas entre los 22°C a 25°C y profundidades menores a 100 m (Soler, 2013; Ketchum et al., 2014).

El tiburón martillo forma grandes agregaciones a lo largo de islas oceánicas y montes submarinos (Nalesso et al., 2018). En el PET las agregaciones de adultos, principalmente hembras, pueden ser encontradas alrededor del Archipiélago de Revillagigedo e Isla Espíritu Santo, México; Isla del Coco y los montes submarinos de Las Gemelas, Costa Rica; Isla Malpelo, Colombia; e Islas Galápagos y el monte submarino Paramount, Ecuador (Klimley y Nelson, 1981; Klimley y Nelson, 1984; Sibaja-Cordero, 2008; Hearn et al., 2010; Bessudo et al., 2011a; Ketchum et al., 2014; Aldana-Moreno et al., 2020; Cambra et al., 2021). Estos sitios de agregación tienen distintos usos, por ejemplo, áreas de descanso, estaciones de limpieza o sitios de reproducción e interacción social (Sibaja-Cordero, 2008; Hearn et al., 2010; Salinas de León et al., 2017; Nalesso et al. 2019). Varios estudios de telemetría demuestran que las agregaciones no permanecen en la misma área durante toda la temporada, sino, realizan migraciones a lo largo del PET e incluso realizan movimientos durante el día, ya que las poblaciones se mueven verticalmente en la columna del agua (Hearn et al., 2010; Bessudo et al., 2011b; Ketchum et al., 2014; Nalesso et al., 2019).

Por otro lado, las hembras suelen migrar a hábitats someros para dar a luz a sus crías, algunos de estos sitios se conocen como zonas de crianza y están ubicadas principalmente en estuarios, manglares y bahías. Las zonas de crianza se definen como lugares que poseen una mayor densidad poblacional de neonatos (<1 año) y juveniles, donde los individuos tienen una alta fidelidad de sitio y su área se utiliza repetidamente a lo largo de su vida (Heupel et al., 2007).

Actualmente el tiburón martillo es una de las especies de tiburones oceánicos que se enfrenta al riesgo de extinción más alto. Su población ha experimentado fuerte descenso a lo largo de toda su distribución, e incluso ha experimentado erradicaciones locales (Pérez-Jiménez, 2014). En 2011 se encontró que la población del tiburón martillo en el PET experimentó una declinación significativa, estimando que el tamaño de la población efectiva era mucho menor que su población histórica (de 34.996-43.551 individuos a 226-604 individuos) (Nance et al., 2011). Se ha determinado un descenso en la población en la Isla del Coco (White et al., 2015; Cambra et al., 2021; Osgood et al., 2021), Islas Galápagos

(Peñaherrera- Palma et al., 2018), México (Ayres et al., 2024) y en la Isla Malpelo (Soler et al., 2013; Ladino-Archila et al., 2021). Además, se sugiere que la población del PET posee dos grupos genéticamente discretos, una población al norte correspondiente al Pacífico mexicano y otra población encontrada al centro sur desde Guatemala a Ecuador (Elizondo-Sancho et al., 2022).

Proteger al tiburón martillo es de vital importancia para el ecosistema ya que es un depredador tope y su relevancia ecológica y económica lo sitúa como especie de máxima prioridad en términos de conservación. El tiburón martillo se encuentra actualmente en peligro crítico de extinción según la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), representando un alto riesgo de extinción en las próximas décadas si no se toma acción en la preservación de esta especie. Para este fin, es necesario realizar un seguimiento y monitoreo a largo plazo que permita cuantificar tendencias poblacionales y presiones a la especie, con el propósito de generar nuevas estrategias de manejo.

Objetivo general

Desarrollar un plan de monitoreo para evaluar fluctuaciones en la tendencia poblacional del tiburón martillo en el Pacífico Este Tropical.

Objetivos específicos

- Describir los usos y presiones que enfrenta el tiburón martillo en la región.
- Resumir las actividades de monitoreo existentes en la región.
- Proponer indicadores estandarizados a nivel regional que permitan evaluar fluctuaciones en la tendencia poblacional del tiburón martillo.

Estado de conservación

CR

El estado de conservación del tiburón martillo fue evaluado por primera vez en el año 2000 por la lista roja de la UICN, clasificándolo como “Riesgo Menor/Casi Amenazado”, el cual fue actualizado en el año 2009 como especie “En Peligro”. En el año 2018 se realizó la actualización más reciente de clasificación, catalogando al tiburón martillo como “En Peligro Crítico” (Rigby et al., 2019) bajo los criterios A2bd:

Criterios A2bd

- A2- "Existe una reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles".

- b- Un índice de abundancia apropiado para el taxon.

- d- Niveles de explotación reales o potenciales.

El tiburón martillo posee baja productividad debido a su bajo reclutamiento, a su lenta recuperación de stock, a su comportamiento de agregación, entre otros. Esta especie posee dimorfismo sexual, por lo que los machos alcanzan la madurez sexual de los 154 a 190 cm, mientras que las hembras lo hacen de los 169 a 223 cm (Klimley, 1987). A pesar de tener diferencia en el tamaño, se cree que ambos alcanzan la madurez sexual a edades similares, permitiendo que los eventos de reproducción ocurran durante los mismos momentos de su ciclo de vida (Klimley, 1987). Se han reportado distintos números de crías por camada, se cree que pueden dar a luz de 12 a 41 individuos (White et al., 2006). Además de su baja productividad en su reproducción, la población del tiburón martillo ha sufrido grandes disminuciones a lo largo de todo el océano por los usos y presiones que enfrenta (Rigby et al., 2019). Estas características convierten al tiburón martillo una especie altamente vulnerable a la pesca y por lo tanto, una especie que requiere medidas de conservación urgentes en la región.

Marco normativo

Instrumentos internacionales

A nivel global se han promulgado leyes y regulaciones con el objetivo de preservar y conservar a distintas especies de tiburones. En términos internacionales existen varios organismos e instrumentos relevantes a la región del PET, que protegen a la especie: Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES, por sus siglas en inglés), Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS, por sus siglas en ingles), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), Sharks Memorandum of Understanding on the Conservation (MOU) , y la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS, por sus siglas en inglés) [Figura 5].

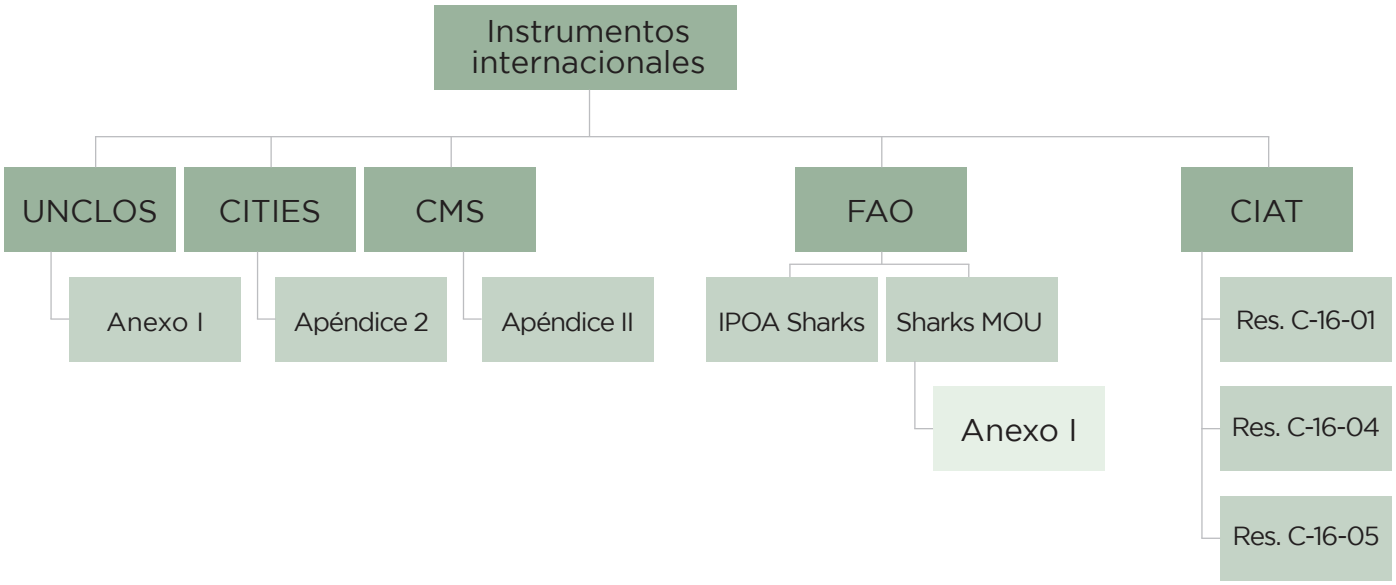


Figura 5. *Instrumentos internacionales de protección para tiburón martillo.*

Instrumentos nacionales

Los planes de acción nacionales de protección de tiburones (PAN-Tiburón) son el instrumento político donde cada país establece los lineamientos para la conservación y manejo sustentable de las especies de tiburón (CMS, 2019). Todos los países del PET poseen un plan de acción, ya sea a nivel local o regional. Los decretos y demás objetos dentro del marco legal sobre la protección del tiburón martillo varían a lo largo de la región, ya que hay países que lo protegen y otros donde se permite su captura ya sea de forma incidental o dirigida [Tabla 1].

Tabla 1. *Protección nacional con respecto a tiburones y específica para el tiburón martillo en países del PET.*

País	Acción: Se permite la pesca dirigida de tiburones	Se prohíbe el aleteo de tiburones	Se permite la captura incidental de tiburón martillo	Se prohíbe la captura de tiburón martillo
México	X			
Guatemala	X			
Honduras	X			
El Salvador	X	X		
Nicaragua	X	X		
Costa Rica		X		X
Panamá	X			
Colombia		X	X	
Ecuador		X		X
Perú	X			

Estado actual de monitoreo del tiburón martillo en el en el Pacífico Este Tropical

La población global del tiburón martillo ha tenido una reducción del 76,9 al 97,3%, con una probabilidad de reducción mayor al 80% en las últimas tres generaciones (Rigby et al., 2019). Estos datos se basan en tendencias poblacionales del Atlántico Norte, el Golfo de México, el Pacífico Sur (Queensland), el Océano Índico y el Atlántico Sur (Rigby et al., 2019). La población del PET no ha sido evaluada formalmente.

A través de censos visuales submarinos (CVS) se han llevado a cabo varios monitoreos a lo largo del PET, donde la tendencia poblacional en Isla Malpelo e Isla del Coco ha presentado una disminución, y para la RMG se han obtenido valores de línea base (Bravo-Ormaza et al., 2023):

- En la Isla Malpelo, a través de un cálculo de abundancia relativa entre los años 2000-2019, se reflejó que la especie ha tenido una disminución significativa del 73,3% (Ladino-Archila et al., 2021). Esta tendencia también se vio presente en el estudio de Soler et al. (2013) donde se detecta un 45% de disminución de la población desde el 2003 al 2011.
- A través de una combinación de CVS y telemetría acústica, un modelaje de marca-recaptura calculó en la Isla Darwin un promedio de 545 individuos residentes y 1.100 individuos residentes y transitorios (Peñaherrera-Palma 2016).
- Se registra un promedio de abundancia relativa de 83 individuos/20 min en Isla Darwin (Peñaherrera-Palma, 2016).
- En Isla del Coco se determinó una disminución poblacional de alrededor del 40% desde 1993 a 2013 (Nalesso, 2014; White et al., 2015), tendencia que ha seguido disminuyendo al 75% hasta el 2019 (Osgood et al., 2021).

También se han aplicado otras herramientas independientes de pesca en la región para el monitoreo del tiburón martillo. En México, en el monte submarino Espíritu Santo, a través de un índice de Lincoln de marca recaptura, se ha reportado una disminución en la población de adultos desde 1980 (Baum et al., 2009). Además, por medio de un estudio de encuestas a guías de buceo se ha percibido una reducción del 50% de la población desde 1980 (Peñaherrera-Palma et al., 2018). Esta metodología también ha sido utilizada en el Golfo de California, donde se obtuvo un 97% de disminución en El Bajo Espíritu Santo y un 100% de disminución en el monte submarino Las Animas (Ayres et al., 2024). En Costa Rica, en los montes submarinos de la Cordillera del Coco, se obtuvo un MaxN de 6,3 ± 8 SD individuos por hora con el uso de BRUVS pelágicos (Cambra et al., 2021) y en la Isla del Coco un MaxN promedio de 5.42 ± 9.3 con el uso de BRUVS bentónicos (Cambra et al., in prep).

En el PET existen varios estudios dependientes de la pesca que muestran un decrecimiento en la abundancia relativa del tiburón martillo (Chávez et al., 2023). Los reportes de interacción con embarcaciones pesqueras obtenidos por la CIAT reflejan que la captura incidental del tiburón martillo en el PET es de alrededor 54 toneladas por año desde 1993 hasta 2009 (Hall y Román, 2013). El mayor número de captura de tiburón martillo alcanzó su pico del 2003 al 2004, con una interacción 123 y 96 toneladas, respectivamente (Hall y Román, 2013). Además, se han reportado 13 interacciones en 2020 en pesca de cerco, 4 toneladas capturadas en dispositivos agregadores de pesca en 2021 y 811 toneladas capturadas en pesca de cerco desde 1993 hasta 2021 (CIAT, 2022). En Colombia se reporta que entre el 2010-2015, la captura de especies de tiburones martillo sumó un total de 7,8 toneladas métricas de los cuales el 80,3% corresponde al tiburón martillo (Polo et al., 2014).

Interacción:
presencia de uno o más individuos en un lance de cerco (Román et al., 2018).

Identificación de usos y presiones

Usos y presiones directas

Pesca

La pesca es considerada la principal presión sobre el estado de conservación del tiburón martillo. Se estima que, a inicios del Siglo XXI, alrededor de 1,3 a 2,7 millones de individuos fueron comercializados anualmente por sus aletas. Estos datos se registraron en el mercado de Hong Kong, el mercado de comercialización de aletas más grande del mundo (Clarke et al., 2006). La captura de esta especie ya sea en pesca directa o indirecta y de manera artesanal o industrial, se debe a su alto valor comercial (Rojas et al., 2000; Guzmán et al., 2020). El tiburón martillo es susceptible a una gran variedad de artes de pesca: el palangre, redes de cerco, redes de enmalle, trasmallos y redes de arrastre; siendo el palangre aquel arte que representa una mayor amenaza debido a su comportamiento en agregaciones (Rigby et al., 2019).

En el PET se han registrado varios encuentros de individuos con pesquerías a lo largo de la región, tanto en zonas costeras como en zonas pelágicas. Por medio de colecta de datos de 1981 a 2010 se reportó una captura de 23.515 individuos, capturados en el Pacífico mexicano, en Centroamérica y al norte de Sudamérica (Pérez-Jiménez, 2014). En zonas costeras se colectan neonatos, juveniles y hembras embarazadas cerca de zonas de crianza (Alejo-Plata et al., 2007; Zanella et al. 2009; Zambrano-Campos, 2014; Coiraton et al. 2017; Anislado-Tolentino, 2018; Rodríguez-Arriatti et al., 2021), mientras que en zonas pelágicas, al ser especies altamente móviles, comúnmente se colectan adultos hembra y macho como parte de la pesca incidental, tanto industrial como artesanal (Martínez-Ortiz y Galván-Magaña, 2007; Pikitch et al., 2009; Bessudo et al., 2011b; Brittain, 2016; Coiraton et al., 2017; Guzmán et al., 2020; Ixquiac-Cabrera, 2020; Pacheco-Chávez et al., 2020). Datos históricos obtenidos de la plataforma *The Sea Around Us* muestran que en el PET se capturan más tiburones martillo en pesca artesanal que en pesca industrial (Chávez et al., 2023). Estos muestran que el tiburón martillo está presente en un 2,3 a 93,6% de la captura total de pesca artesanal, donde del 56 al 100% son especímenes inmaduros y hembras preñadas, contribuyendo de manera significativa a la reducción poblacional (Chávez et al., 2023).

La pesca cerquera de atún del PET reporta una captura anual incidental de alrededor de 1.900 tiburones de 1993 al 2009, disminuyendo de 700 a 900 individuos desde el 2009 al 2012 (Hall y Román, 2013). Además de las capturas incidentales y capturas dirigidas, también existe la captura ilegal. Se han reportado casos en la Isla del Coco (Arias et al., 2016; López- Garro et al., 2016; Rodríguez & Rosero, 2018; González- Andrés et al., 2020), las Islas Galápagos (Jacquet et al., 2008; Carr et al., 2013; Álava et al., 2017; Bonaccorso et al., 2021) y la Isla Malpelo (Caballero et al., 2012). Con los datos de pesca confiscada se pueden obtener valores de longitud promedio de la especie en diferentes etapas ontogénicas. Los datos de longitud total promedio nos pueden indicar la intensidad pesquera o rangos de recuperación de la pesca (Stevens et al., 2000). Por último, existe una concentración importante de captura ubicada a 82°O y 86°O del Ecuador (Hall y Román, 2013).

Preocupantemente, no existe una línea base de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) publicada para esta región, por lo que urge iniciar monitoreos a largo plazo que midan el CPUE dependiendo el arte de pesca utilizado.

Desarrollo costero: pérdida de hábitat clave

La destrucción de manglares, la escorrentía costera y la sobrepesca son algunos efectos y presiones ocasionados por el creciente desarrollo costero. Dichas presiones representan una amenaza para todos los elasmobranquios, especialmente para aquellos que utilizan zonas costeras, como es el caso del tiburón martillo (Dulvy et al., 2014). En el PET se ha visto una gran pérdida de manglares y estuarios desde 1980 debido a la construcción de camaroneras, piscinas de sal y la extracción de madera y leña. Además de estos efectos, también existe un manejo escaso o inexistente con respecto a aguas residuales (FAO, 2007). Existen varias evidencias de potenciales zonas de crianza que han sufrido degradación ecosistémica, como el Golfo de Fonseca (El Salvador, Honduras y Nicaragua), el Golfo de Nicoya (Costa Rica) y la Bahía de Chame (Panamá) (FAO, 2007). Para medir la destrucción de zonas de crianza, se podría realizar un análisis de la biomasa perdida de manglares por medio de imágenes Landsat (Wong et al., 2020).

Contaminación marina - bioacumulación

El tiburón martillo, así como otros depredadores tope, suele acumular grandes cantidades de contaminantes tóxicos (Marcovecchio et al., 1991). La bioacumulación de contaminantes puede asociarse al uso de áreas contaminadas, el consumo de presas contaminadas o la exposición a sustancias químicas y escombros marinos a lo largo de sus rutas migratorias (Gelsleichter y Walker, 2010). En el Golfo de California, México, se encontraron compuestos organoclorados en individuos inmaduros, esta concentración de compuestos fue menor que aquella encontrada en otros tiburones martillo alrededor del mundo (Ángel-Moreno et al. 2022). Estos datos se obtuvieron a través de muestras tomadas del hígado y del tejido de individuos capturados en pesca artesanal. En cuanto a la presencia de micro plásticos y antibióticos no existen registros en individuos de tiburón martillo en el PET (Chávez et al., 2023). Un análisis de tejido de tiburón martillo debe ser aplicado en distintas regiones de agregación del PET para obtener una línea base del efecto de los plásticos y compuestos organoclorados por ingesta.

Usos y presiones indirectas

Cambio climático

El cambio climático puede generar un cambio de distribución y de patrones de movimientos para diversas especies (Fiedler & Lavín, 2017). Varios estudios sobre patrones de movimiento y uso de hábitat del tiburón martillo, han reflejado que esta especie cambia su distribución para encontrar condiciones óptimas de temperatura y disponibilidad de presas (Sibaja-Cordero, 2008; Ketchum et al., 2014; White et al. 2015; Osgood et al., 2021), por lo que un cambio en la temperatura superficial del agua podría afectar la conectividad biológica del PET y representar cambios en la tendencia poblacional del tiburón martillo en los lugares donde aumente la temperatura (Osgood et al., 2021). Además, los eventos de ENOS también afectan a la distribución de esta especie, sin embargo, no se ha encontrado que afecten su abundancia (Soler et al., 2013).

Adicionalmente, a través del uso de modelos de idoneidad de hábitat se ha encontrado que para el año 2050, se espera que el hábitat idóneo para la población del PET de tiburón martillo se vea desplazado hacia el Pacífico Sur. Este fenómeno se daría por el posible calentamiento de las corrientes que rodean al Ecuador (Rodríguez- Burgos et al., 2022). Este estudio se puede replicar tomando los datos de temperatura superficial del mar (TSM) en los próximos años.

Manejo inadecuado del turismo

Si bien el turismo de buceo manejado de forma adecuada no debería afectar directamente al estado poblacional de los tiburones martillo, existen acciones por parte de los buzos (ej: movimientos repentinos o uso de flash) que afectan al comportamiento de los tiburones y que podrían tener impactos a largo plazo sobre su uso del espacio marino. Para comprender el efecto en individuos de tiburón martillo, se han realizado observaciones con videos operados por buzos, conocido también como "DOV" (diver-operated videos por sus siglas en inglés). Mediante esta técnica se pueden evaluar comportamientos agonísticos, donde puede haber depresión de las aletas pectorales, golpes con la cola, exhibición de flancos, levantamientos de hocico o apertura de la mandíbula (Mukharror e Ibrahim, 2022).

En el PET, los tiburones martillo representan una fuente económica turística importante alrededor de varias AMP como son la RMG, el Santuario de Flora y Fauna Malpelo y el Parque Nacional Isla del Coco (Cubero-Pardo et al., 2011; Moreno- Días et al., 2012). Tanto en las Islas Galápagos como en la Isla Malpelo se ha demostrado que puede existir un cambio de comportamiento temporal, definida como evasión o movimiento repentino, en tiburón martillo a causa de buzos; este comportamiento depende de las acciones que exhiban los buzos como: acercamiento directo, uso de flash, movimientos repentinos, ruido o la simple presencia (Cubero-Pardo et al., 2011). Sin embargo, en ninguno de los casos se describe el impacto directo a la especie.

Área de estudio

Al existir dos grupos genéticamente discretos (Elizondo-Sancho et al., 2022) se debe realizar el monitoreo de la especie en sitios clave ubicados al norte del PET (México) y en sitios clave del centro-sur del PET (Costa Rica, Panamá, Colombia y Ecuador). Estos sitios clave se escogerán dependiendo de la población objetivo de cada indicador [Tabla 2]. Los sitios pueden modificarse o variar si es que no se logra tener un monitoreo estandarizado año tras año que permite evaluar cambio en la tendencia poblacional del tiburón martillo.

Tabla 2. *Áreas de estudio seleccionadas para el monitoreo de adultos, juveniles y neonatos de tiburón martillo en las poblaciones Norte y Centro-Sur del PET.*

Población	Norte	Centro-Sur
Adultos	**Zonas costeras y oceánicas**	
	-Archipiélago Espíritu Santo, México -Archipiélago de Revillagigedo, México -Isla Clipperton, Francia	-Isla Coiba, Panamá -Isla del Coco, Costa Rica -Monte submarino Las Gemelas, Costa Rica -Yuruparí- Malpelo, Colombia -Islas Galápagos, Ecuador.
Juveniles y neonatos	**Zonas de crianza**	
	Por definir	-Puerto Grande, Galápagos, Ecuador -Chocó Norte, Colombia -Golfo Dulce, Costa Rica

Indicadores de monitoreo

Con el fin de realizar un monitoreo a la población del tiburón martillo, se realizó un análisis entre los científicos que estudian a esta especie en la región. Mediante la discusión de posibles indicadores para el monitoreo de la especie, se seleccionó un total de 8 indicadores que serán evaluados por medio de distintas medidas de abundancia relativa y longitud total promedio. Cada uno de estos indicadores utiliza distintas metodologías [Capítulo 9] las cuales se utilizarán a largo plazo y de manera simultánea [Tabla 3].

La abundancia relativa de adultos se medirá a través de cámaras remotas submarinas con carnada (BRUVS, por sus siglas en inglés), tanto en sistema estéreo (2 cámaras) como en sistema mono (1 cámara), y tanto en sistema pelágico como bentónico, según el método que usen en cada zona o país. También se medirá su abundancia a través de cámaras remotas bentónicas sin carnada en estaciones de limpieza o sitios de agregación. La presencia y abundancia del tiburón martillo también será medida a través de métodos de ciencia ciudadana mediante el SPUE (sighting per unit effort, por sus siglas en inglés) y a través de BPUE (bycatch per unit effort, por sus siglas en inglés) por medio de datos pesqueros. Por último, la abundancia relativa en juveniles y neonatos se podrá obtener con pesca controlada [Tabla 3]. Estos indicadores están destinados a ser utilizados a escala regional y local, monitoreados a lo largo del tiempo y comparados con los datos de línea base.

Tabla 3 Indicadores de monitoreo de tiburón martillo Sphyrna lewini.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
1.1	**Abundancia relativa basada en BRUVS pelágicos**	*Promedio de abundancia relativa (MaxN hr^{1})*	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS pelágicos para obtención de valor promedio de MaxN (número máximo de individuos observados juntos en una misma toma del video / horas de grabación), evaluados en ambientes pelágicos. Revillagigedo debe ser evaluada de manera independiente, ya que no se puede comparar con la población del centro sur.	1. PNIC 2.Complejo Darwin/Wolf 3. Santuario de Flora y Fauna Malpelo 4. PN Revillagigedo	1. Universidad de Costa Rica (UCR) 2. Universidad San Francisco de Quito (USFQ) 3. Fundación Malpelo y Parques Nacionales Naturales Colombia (PNNC) 4. Pelagios Kakunjá	- Cocos: 6,3 ± 8 SD MaxN por hora (Cambra et al. 2021) -Yuruparí-Malpelo: 2,75 MaxN por hora (Ladino et al. 2023) -Galápagos (Darwin-Wolf): Darwin: 1,32 MaxN promedio Wolf: 0,667 MaxN promedio (Vera et al., 2023). -Revillagigedo: datos no publicados
1.2	**Abundancia relativa basada en BRUVS bentónicos**	*Promedio de abundancia relativa (MaxN hr^{1})*	Uso estandarizado de cámaras remotas submarinas en ambiente bentónicos en zonas bentónicas del PET. Obtención de valor promedio de MaxN (número máximo de individuos observados juntos en una misma toma del video / horas de grabación), evaluados en ambientes bentónicos.	1. PNIC	1.UCR	-Cocos: 5.42 ± 9.3 MaxN promedio (Cambra et al., in prep)
1.3	**Densidad de individuos en zonas de agregación basada en DOV**	*Número de individuos avistado / longitud del transecto*ancho de transecto (ha)*	Uso estandarizado de DOV durante la temporada de avistamiento para cálculo de densidad. Obtención de densidad mediante el conteo de individuos avistados a 2 m de profundidad en transectos de 50 m de largo y 5 m de ancho.	Sitios de agregación: 1.Isla Darwin e Isla Wolf	1. Fundación Charles Darwin (FCD)	- Isla Darwin e Isla Wolf: no publicados
1.4	**Cambio o permanencia de longitud total promedio basada en cámaras remotas**	Longitud total promedio	Uso estandarizado de cámaras remotas submarinas en ambientes pelágicos y bentónicos junto a las herramientas Event Measure y CAL para el cálculo de tallas.	1. PNIC 2.Complejo Darwin/Wolf 3. Santuario de Flora y Fauna Malpelo 4. PN Revillagigedo	1. UCR 2. USFQ 3. Fundación Malpelo y PNNC 4. Pelagios Kakunjá	- Darwin y Wolf: 2,38 m (Peñaherrera-Palma, 2016) -Población del norte: 1,8m (Klimley and Nelson 1981)

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
1.5	**Número de individuos avistados por inmersión de buceo**	*SPUE =* *(Número de individuos avistados)/(# de inmersiones)*	Metodología aplicada dependiendo el sitio de buceo, con el apoyo de ciencia ciudadana. Uso de Shark Count App en sitios de buceo donde no existe bitácora de buceo preestablecida. Generación de bitácoras de buceo con el apoyo de dive másteres en Isla del Coco y generación de bitácoras de por medio de científicos en Islas Malpelo.	Por sitio de buceo: 1. PNIC 2. Isla Darwin -Isla Wolf 3. Santuario de Flora y Fauna Malpelo 4. PN Revillagigedo 5. Isla Clipperton	1. Undersea Hunter 2. Shark Count App 3. Fundación Malpelo y PNNC 4. Por definir 5. Por definir	- Darwin :126 ind/hora (Bravo-Ormaza et al. 2023) - Cocos: 52 ind/hora (Bravo-Ormaza et al. 2023) -Malpelo: 74 ind/hora (Bravo-Ormaza et al. 2023) -Revillagigedo: no disponible
1.6	**Número de juveniles y/o neonatos capturados por anzuelo**	*CPUE=* *(Número de individuos capturados)/ (número de anzuelos*tiempo de despliegue (horas))*	Uso estandarizado de palangre para la captura y liberación de juveniles y neonatos encontrados en zonas de crianza. La obtención de CPUE se debe obtener por área de estudio.	Zonas de crianza: 1. Golfo Dulce 2. Chocó Norte (Colombia). 3. Puerto Grande (Galápagos)	1. Por definir 2. Fundación Malpelo y PNNC 3. Por definir	No disponible
1.7	**Número de individuos capturados incidentalmente con red de cerco**	*BPUE=* *(Número de individuos capturados)/(set de pesca)*	Colección de datos sistematizados de capturas incidentales obtenidas por: observadores pesqueros (CIAT), cuadernos de pesca o vigilancia de desembarcaciones pertenecientes a la pesca con red de cerco. Estandarización de los datos de CPUE a través de modelos GLM.	1. Regional 2. Ecuador 3. Colombia 4. Panamá 5. Costa Rica	1. CIAT 2. MAGAP 3. AUNAP 4. ARAP 5. INCOPESCA	Datos no publicados (CIAT) y datos no disponibles
1.8	**Abundancia relativa en sitios de agregación basada en cámaras remotas sin carnada**	*Promedio de abundancia relativa en sitios de agregación (MaxN hr-¹)*	Uso estandarizado de cámaras remotas submarinas sin carnada en zonas de agregación del PET. Obtención de valor promedio de MaxN (número máximo de individuos observado en un marco de video al mismo tiempo) por tiempo de grabación, evaluados en ambientes bentónicos.	1. Santuario de Flora y Fauna Malpelo 2. PNIC 3. Islas Galápagos	1. Fundación Malpelo y PNNC 2. UCR 3. USFQ	Datos no publicados

** En todas las métricas se debe incluir el valor de variación pertinente (desviación estándar, coeficiente de variación, varianza, etc.)*

TIBURÓN BALLENA

Rhincodon typus

EN

En Peligro

@JGreen

Se encuentra en todos los océanos del mundo en latitudes tropicales y templadas. Ecológicamente son esenciales por varias razones, cumplen un rol de transporte de nutrientes, almacenamiento de carbono y de mitigación natural del cambio climático.

En el Pacifico Este el monitoreo de tiburón ballena es escaso. Se han realizado estudios de foto identificación, número de avistamientos por buzo hora, y reportes de la CIAT. Con foto ID se han detectado 695 individuos en las Islas Galápagos. 125 individuos en Bahía La Paz y 1.776 individuos en Bahía de los Ángeles, México.

#	INDICADORES DE MONITOREO	TÉCNICAS DE MONITOREO
2.1	Tamaño estimado de la población a nivel regional basado en foto ID.	Foto identificación mediante ciencia ciudadana. Ingreso de las fotografías a la base global de Wildbook. Análisis de las fotografías para obtener marca- recaptura.
2.2	Número de individuos avistados por inmersión de buceo.	Metodología aplicada dependiendo el sitio de buceo, con el apoyo de ciencia ciudadana.
2.3	Frecuencia de varamientos de individuos reportados en el tiempo.	Revisión de reportes de varamientos en reportes públicos, noticias locales y nacionales o evidencia fotográfica sin publicar.
2.4	Número de individuos detectados por km^2 en agregaciones del PET.	Uso de drones en sitios de agregación. Designación de transectos lineales por área de estudio para la realización de vuelos.
2.5	Tasa de interacciones con embarcaciones de cerco.	Datos obtenidos a través de observadores pesquero de la CIAT en embarcaciones de red de cerco.

TIBURÓN BALLENA

Introducción

El tiburón ballena *Rhincodon typus* (Smith, 1828) se encuentra en todos los océanos del mundo en latitudes tropicales y templadas, preferencialmente donde existe una temperatura superficial de 23 a 30°C (Eckert y Stewart, 2001; Hsu et al. 2007, Rowat y Gore, 2007; Sequeira et al., 2012; Reynolds et al., 2017; Hearn et al., 2021). Es el pez existente más grande del mundo, alcanzando tallas máximas entre 18,8-20 m de longitud (RChen et al., 1997; Borell et al., 2011; Rowat y Brooks 2012).

Aunque este tiburón es considerado principalmente solitario, en ocasiones forma agregaciones de manera estacional, en la mayoría de las ocasiones por oportunidades de forrajeo (Heyman et al., 2001; Hoffmayer et al., 2007; Ramírez-Macías et al., 2012; Acuña-Marrero et al., 2014). La mayoría de las agregaciones están conformadas principalmente por tiburones machos inmaduros (72,7% de los individuos en lugares de avistamiento) con excepción a las Islas Galápagos (>90% hembras (Acuña-Marrero et al., 2016)), la Isla de Santa Helena encontrada al sur del Océano Atlántico (53% machos) y Al Lith en Arabia Saudita (50% machos) (Araujo et al., 2022). Mediante estudios genéticos se ha sugerido la existencia de dos poblaciones separadas de tiburón ballena con poca conectividad ente ellas, la población del Indo-Pacífico y la población del Atlántico (Castro et al., 2007; Vignaud et al., 2014; Schmidt, 2021). Se desconocen sus sitios de reproducción y alumbramiento.

El tiburón ballena es una especie con valor económico y ecológico importante. Representa una fuente de ingreso económico para las comunidades costeras aledañas a sus zonas de avistamiento. En promedio, un tiburón ballena puede generar alrededor de 30.000 USD al año o aproximadamente hasta 2.000.0000 USD asumiendo que vive un promedio de 60 años (Ziegler y Dearden, 2021). Ecológicamente son esenciales por varias razones, cumplen un rol de transporte de nutrientes, almacenamiento de carbono y de mitigación natural del cambio climático (Motta et al., 2010; Estes et al., 2016; Chami et al., 2019; Rohner y Prebble, 2021). Además, se considera una especie paraguas por su gran tamaño, carisma y temperamento dócil (Pierce et al., 2021a). Al proteger al tiburón ballena y las áreas oceánicas importantes para su ciclo de vida, se protege por defecto a varias especies y ecosistemas en peligro de extinción (Pierce et al., 2021a). Además, su valor ambiental y económico lo convierte en una especie de alta prioridad para la conservación.

Para evaluar la salud de esta especie, es esencial realizar monitoreo a largo plazo para comprender el tamaño de su población tanto a nivel regional como global. Para esto se deben estandarizar indicadores de monitoreo que permitan cuantificar tendencias poblacionales y presiones del tiburón ballena, con el fin de asesorar a los responsables en la implementación de nuevas medidas de manejo.

@JGreen

Estado de conservación

EN

El estado de conservación del tiburón ballena fue evaluado por primera vez en el año 2000 por la lista roja de la UICN, clasificándolo como "Vulnerable". La actualización más reciente ocurrió en 2016 catalogándolo como "En Peligro" (Pierce y Norman, 2016) bajo los criterios A2bd y A4bd.

Esta especie demuestra características de estrategia de crecimiento poblacional de tipo K, hecho que la vuelve más propensa a la extinción y una recuperación lenta. Se cree que alcanza la madurez sexual cuando mide entre 9-10 m, la edad de madurez es aún desconocida, pero por estimaciones de algunos estudios se cree que es alrededor de los 30 años (Pierce et al., 2021b). La única hembra preñada que ha sido registrada en un individuo de aproximadamente 10,6 m. capturado en 1996 en Taiwán, esta tenía 286 embriones en diferentes estadios y 15 neonatos (Jeng et al., 1996). Si esta hembra es representativa de su especie, el tiburón ballena es el tiburón con mayor número de crías por camada.

Tanto sus presiones como dichas características vuelven al tiburón ballena una especie prioritaria para la conservación.

Criterio A2
"Existe una reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles."

Criterio A4
"Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado o pueden no ser entendidas y conocidas o pueden no ser reversibles."

Base b y d
- b- un índice de abundancia apropiado para el taxon.
- d- niveles de explotación reales o potenciales.

Estrategias de reproducción

Tipo r: Individuos que tienen la capacidad de reproducirse rápidamente (exponencialmente) y tiene una alta fecundidad con una inversión de energía relativamente pequeña. Estos organismos tienen una esperanza de vida corta, generalmente son pequeños, maduran rápidamente y consumen más energía (Rockwood, 2015).

Tipo K: Individuos que poseen una estrategia reproductiva de crecimiento lento y viven cerca de la capacidad de carga de su hábitat. Además, son más eficientes energéticamente, producen menos descendencia, pero invierten más energía durante su reproducción y tienen una alta probabilidad de supervivencia (Rockwood, 2015).

LD Lista Verde- Potencial de recuperación

La UICN en el año 2021 ha catalogado al tiburón ballena como ¨Mayormente Mermado¨ por la lista verde, con un valor de recuperación del 29% (Pierce et al., 2021). En la población perteneciente al PET se ha clasificado a las acciones de conservación actuales como: sitio/áreas protegidas, capacitación, sensibilización y comunicación, legislación a nivel internacional, legislación a nivel nacional, cumplimiento y aplicación y empresas vinculadas y alternativas de vida. Además, se describe las amenazas en el PET, que corresponden a: trayectos de embarcaciones de transporte, efectos de pesca incidental a gran escala, basura y residuos sólidos (Pierce et al., 2021).

Estado actual de monitoreo de tiburón ballena en el PET

Se infiere que la población de tiburón ballena perteneciente al Indo-Pacífico ha disminuido en un 50% en las últimas tres generaciones (75 años), sin embargo, estos cálculos de tendencia poblacional se basan en índices de abundancia tomados únicamente en Mozambique, el Oeste del Océano Indico, Filipinas, Taiwán, Tailandia y el Pacifico Oeste y Central (Pierce y Norman, 2016).

En el Pacífico Este el monitoreo de tiburón ballena es escaso. Se han realizado estudios de foto identificación, número de avistamientos por buzo hora, y reportes de la CIAT:

- Con foto ID se han detectado 695 individuos en las Islas Galápagos, Ecuador, compuesto principalmente por hembras maduras, y por lo tanto no representativo de la población en general, (datos no publicados, 2023), 129 individuos en Bahía de los Ángeles, México y 125 individuos en Bahía La Paz, México (Ramírez-Macias et al., 2012). En Bahía de los Ángeles se estima población abierta de 1176 individuos (SE=43,67) de 2008 a 2020 (Jaramillo-Gil et al., 2023).
- El número de avistamientos por buzo hora señalan que la probabilidad de ocurrencia de tiburón ballena ha incrementado en un 4,5% (White et al., 2015).
- 867 individuos detectados de 2003 a 2016 en embarcaciones de cerco, de los cuales 718 han tenido interacción con embarcaciones. El valor de interacciones predomina alrededor de las Islas Galápagos, Ecuador continental y Perú (Román et al., 2018).

Como una propuesta a los estudios ya existentes en el PET, se sugiere utilizar el análisis de varamientos, herramienta prometedora para evaluar cambios en el tamaño de la población, la tasa de mortalidad, los patrones de movimiento y el impacto hacia la dinámica poblacional (Wosnick et al. 2022). Así como el uso de fotografías existentes tomadas dentro de la región que contengan el patrón de manchas de un tiburón ballena, por medio de la biblioteca “Wildbook for Whale Sharks” (www.sharkbook.ai). Esta plataforma permite obtener valores de línea base para realizar un cálculo de captura y recaptura con el fin de obtener un valor estimado del tamaño de la población.

Objetivo general

Desarrollar un plan de monitoreo para evaluar las tendencias poblacionales del tiburón ballena en el Pacífico Este Tropical.

Objetivos específicos

- Describir los usos y presiones que enfrenta el tiburón ballena en la región.
- Resumir las actividades de monitoreo existentes en la región.
- Proponer indicadores estandarizados a nivel regional que permitan evaluar fluctuaciones en la tendencia poblacional del tiburón ballena.

Marco normativo

Instrumentos internacionales

A nivel global se han promulgado leyes y regulaciones con el objetivo de preservar y conservar al tiburón ballena. En términos internacionales existen varios organismos que protegen a la especie. Estos instrumentos también han promovido que los países y la comunidad internacional apliquen sus propias normativas para garantizar la supervivencia de tiburón ballena a largo plazo. Los instrumentos internacionales existentes son: CIAT, CITES, CMS, FAO, Shark MOU, y UNCLOS [Figura 6]. Destacando la Resolución C-19-06 de la CIAT la cual prohíbe calar redes de a tunes alrededor de tiburones ballena y obliga la liberación segura en caso de captura incidental.

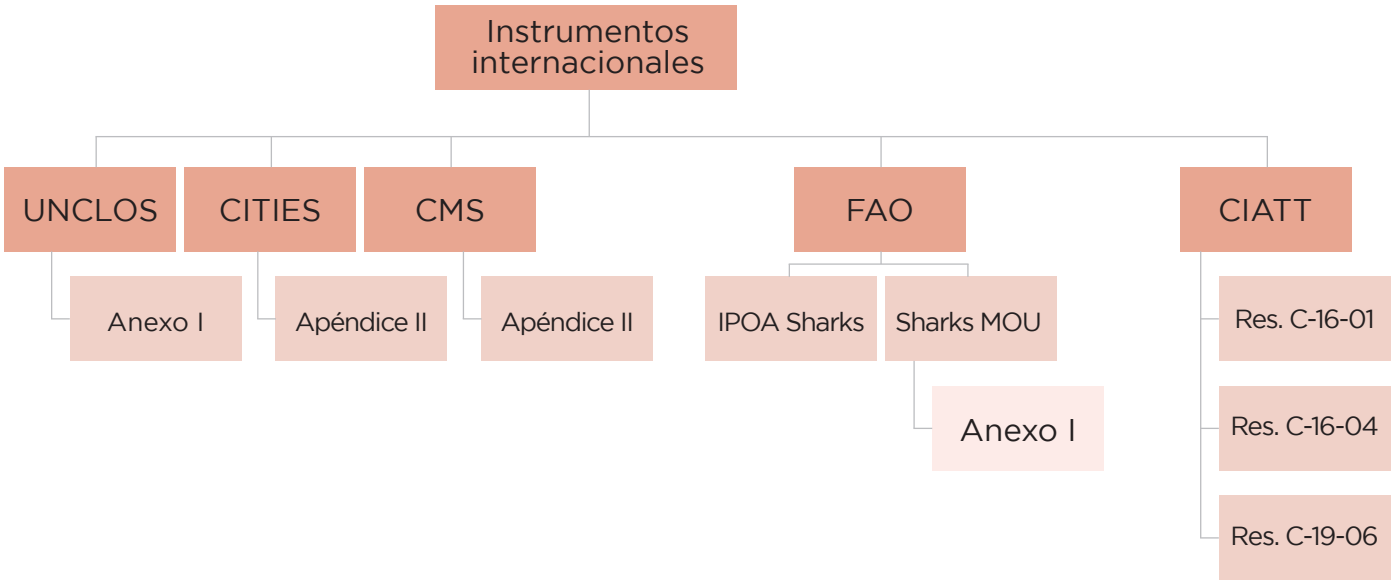


Figura 6. *Instrumentos internacionales de protección para tiburón ballena.*

Instrumentos nacionales

Los PAN-Tiburón son el instrumento político donde cada país establece los lineamientos para la conservación y manejo sustentable de las especies de tiburón presentes (CMS, 2019). Todos los países de PET prohíben la captura y retención del tiburón ballena y requieren su liberación en caso de pesca incidental.

Identificación de usos y presiones

Usos y presiones directas

Pesca

La pesca dirigida de tiburón ballena está prohibida en todo el mundo, sin embargo, la comercialización de productos de esta especie sigue existiendo (WildLifeRisk, 2014). En China existe la demanda de carne y branquias del tiburón ballena, incluso hay reportes que demuestran el desembarque y uso de otros productos de la especie (O´Malley et al., 2017; Steinke et al., 2017; Rowat et al., 2021).

El tiburón ballena se asocia comúnmente con varias especies de atunes, por lo que frecuentemente cae en redes de enmalle y redes de cerco (Escalle et al., 2019). En el pasado, se usaba al tiburón ballena como dispositivos agregadores de peces naturales, pero esta práctica se ha prohibida en los océanos Pacífico e Índico (Escalle et al., 2016). Asimismo, la CIAT dispone la prohibición de calar redes sobre agrupaciones de atunes asociados a tiburones ballena y cualquier tiburón ballena enredado de forma accidental debe ser liberado y reportado (Resolución C-19-06). Por lo tanto, dentro del PET la única amenaza en cuanto a pesca es la captura incidental. Si bien la normativa no permite su retención, en ocasiones se presentan casos como el del barco frigorífico con bandera China Fu Yuan Yu Leng 999 incautado en agosto del 2017 dentro de la RMG. Este barco llevaba 7.639 tiburones, entre esos un tiburón ballena juvenil (Bonaccorso et al., 2021). También se reportó un tiburón ballena capturado por un bote de arrastre dentro de la Reserva Marina de Cantagallo en 2019 (A. Hearn com. pers., 2023).

La interacción entre tiburones ballena y embarcaciones pesqueras industriales o artesanales en zonas costeras puede causar enredamiento, evento que puede causar graves daños y, en ocasiones, la muerte del animal (Parton et al., 2019; Sánchez et al., 2020). En el 2021 se marcaron ocho tiburones ballena en la RMG, meses después del marcaje tres de las marcas satelitales colocadas aparecieron en puertos pesqueros de Ecuador continental y Perú (GWSP-GSC, datos no publicados). Estos datos evidencian la frecuencia de encuentros de tiburones ballena con pesquerías y la probabilidad de enredamientos. Al no existir un valor de línea base enredamientos de tiburón ballena, se debe iniciar monitoreos a largo plazo que midan la frecuencia de estos mediante ciencia ciudadana.

Golpes de embarcaciones

El tráfico marino está en constante aumento (Pirotta et al., 2019; Allen et al., 2021), por lo que las colisiones con el tiburón ballena se están convirtiendo en una de las principales amenazas para la especie (Robinson et al. 2017; Tyminski et al. 2015). Esto se debe a que el 92% del espacio horizontal y el 50% del espacio vertical de los movimientos realizados por la especie se superponen con las rutas de grandes embarcaciones (Pirotta et al., 2019; Allen et al. 2021; Womersley et al. 2022). En el Pacifico Este se encontró un porcentaje del 49,3% de solapamiento del tiburón ballena con barcos pesqueros, por medio de datos obtenidos con telemetría satelital (Womersley et al., 2022).

Manejo inadecuado de turismo

El turismo responsable apoya a la conservación el tiburón ballena, ya que conecta a los humanos con esta especie (Ziegler, 2012). Sin embargo, cuando existe un mal manejo turístico, se dan efectos negativos hacia el tiburón ballena. Grandes grupos de turistas, encuentros no regulados, hostigamiento y actividades no responsables como la alimentación de individuos pueden causar estrés, cambio de comportamiento por la cercanía de los encuentros, aglomeraciones, incremento de ruido ambiental proveniente de las embarcaciones, cambios en el tiempo de residencia y en los movimientos naturales (Thompson et al., 2017; Araujo et al., 2020; Ziegler y Dearden, 2021). Además, estos eventos pueden interrumpir su comportamiento durante su alimentación y termorregulación, entre otros (Harvey-Carroll et al., 2021). El turismo también representa una amenaza debido al incremento de embarcaciones en zonas de avistamiento, las embarcaciones pueden provocar golpes que generan heridas y, en algunos casos, pueden ser mortales (Harvey-Carroll et al., 2021; Mulder 2016; Rowat et al. 2021). En el Parque Nacional Coiba se ha reportado golpes de embarcaciones, falta de regulaciones en cuanto a la cantidad de nadadores y cambios comportamentales (Ziegler y Dearden 2021). Para cuantificar el impacto se debe medir la frecuencia de avistamientos de tiburones con golpes causados por embarcaciones, así como cambios en el comportamiento.

@AHearn

Polución marina - ingesta y enredamientos en plástico

Varios estudios han demostrado el impacto que puede tener la polución marina de plásticos en el tiburón ballena. Al ser organismos filtradores, son propensos al consumo de plásticos, lo cual puede afectar sus sistemas digestivos y llevarlos a la muerte (Abreo et al. 2019; Haetrakul et al. 2009; Jâms et al. 2020; Rowat et al. 2021). En el Golfo de California, México, se analizó la presencia de aditivos de plásticos (PBDE) en los tejidos de esta especie, demostrando la presencia de aditivos con una correlación positiva entre el tamaño del tiburón y el nivel de PDBE en los tejidos (Fossi et al. 2017). Este análisis debería replicarse en otros sitios de avistamiento del PET para obtener una línea base del efecto de los plásticos por ingesta en el tiburón ballena.

Usos y presiones indirectas

Cambio climático

Los impactos directos del cambio climático aún son desconocidos; sin embargo, se predice que el cambio climático podrá afectar al tiburón ballena de varias formas. Los cambios de temperatura probablemente cambien el uso de la columna de agua ya que se piensa que el comportamiento del tiburón ballena podría estar directamente relacionado a la termorregulación (Thums et al. 2013; Rowat et al. 2021). El incremento de temperatura en latitudes altas y bajas podría causar la extensión del rango de distribución del tiburón ballena (Rowat et al. 2021), como ya ha sido registrado en el océano Pacífico Occidental con la reciente aparición de tiburones ballena a 38,4°N en la costa este de Corea del Sur (Ahn y Sohn, 2023). También se vería afectada la composición y distribución del plancton, repercutiendo indirectamente al tiburón ballena al haber un cambio en su fuente alimenticia (Chivers et al. 2017, Rowat et al. 2021).

Estrategias de monitoreo

Con el fin de monitorear fluctuaciones en la tendencia del tiburón ballena, se realizó un análisis con un grupo de expertos que estudian esta especie en la región y a nivel global. Este análisis tuvo como resultado la selección de cinco indicadores de monitoreo que analizan varias medidas: tamaño de la población, abundancia y densidad de individuos en constelaciones.

El tamaño de la población se rastreará a través de la marca recaptura con foto identificación y se sugiere complementar a este indicador con extracción de muestras de tejido para tener un valor más preciso. La presencia y abundancia de tiburones será medida a través de métodos de ciencia ciudadana. Cambios en la población serán medidos por medio de la frecuencia de varamientos reportados de tiburones ballena a lo largo del tiempo. Además, se sugiere implementar el cálculo de densidad de individuos en constelaciones por medio de drones. Cada una de estas metodologías están descritas en el Capítulo 9. Estos indicadores están destinados a ser utilizados a escala regional, monitoreados a lo largo del tiempo y comparados con los datos de línea base. También están destinados a usarse en conjunto para evaluar adecuadamente los cambios en la tendencia de población de tiburones ballena del PET.

Tabla 4 Indicadores de monitoreo de R. typus.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
2.1	**Tamaño estimado de la población a nivel regional basado en foto ID**	Cambio en el tamaño de la población N en el resultado del modelo estadístico Jolly Seeber [Capítulo 9].	Foto identificación mediante ciencia ciudadana a lo largo de la región. Ingreso de las fotografías a la base global de Wildbook. Análisis de las fotografías por medio del modelo Jolly Seeber (marca recaptura) para estimar el tamaño poblacional con colecta de datos continua y análisis de resultados para conocer tendencia poblacional cada 5 años.	Regional	Galapagos Whale Shark Project	-Bahía la Paz: 125 ind. (Ramírez- Macías et al. 2012) -Bahía los Ángeles: 129 ind. (Ramírez-Macías et al. 2012) -Darwin, Galápagos (Ecuador): 695+/-166 ind. (Acuña-Marrero et al. 2014) -Norte de Perú: 1480 ind. (basado en Araujo et al. 2022).
2.1.1	**Tamaño estimado de la población a nivel regional basado en genética**	Cambio en el tamaño de población N en el resultado del modelo estadístico close-kin-mark-recapture (CKMR).	Metodología simultánea al Indicador N°2.1. Toma de muestras de tejido en sitios de avistamiento de manera periódica hasta obtener un número alto de muestras. Análisis genético de dichas muestras con marcadores moleculares. Obtención de perfiles genéticos para determinar la relación de pares de individuos "Close- kin- mark- recapture". Estimación del tamaño poblacional por modelos estadísticos. que tienen en cuenta la relación observada entre los individuos, la proporción de individuos marcados en la muestra recapturada y otros factores como la probabilidad de captura y las tasas de supervivencia. Si es que no hay relaciones de parentesco entre lugares de avistamiento en la región, se harán por separado los análisis y se sumarán los estimados poblacionales para obtener un total de la región del PET.	Regional	Por definir	No disponible.
2.2	**Número de individuos avistados por inmersión de buceo**	*SPUE =* *(Número de individuos avistados)/(# de inmersiones)**	Metodología aplicada a Galápagos y Golfo de California: Uso de SharkCount para la colecta de número de individuos avistados por sitio de buceo. Metodología aplicada a Isla del Coco: Colecta de datos sobre el número de individuos avistados, mediante dive masters de agencias de buceo. Metodología aplicada a Malpelo: Colección de datos por medio de científicos pertenecientes a Fundación Malpelo con el apoyo de ciencia ciudadana.	Por sitio de buceo: 1. PNIC 2. Isla Darwin -Isla Wolf 3. Santuario de flora y fauna Malpelo 4. PN Revillagigedo 5. Isla Clipperton	1. Undersea Hunter 2. Shark Count App 3. Fundación Malpelo y PNNC 4. Por definir 5. Por definir	Datos no publicados.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
2.3	**Tamaño estimado de la población a nivel regional basado en genética**	Cambio de # de varamientos por década*	Revisión de reportes de varamientos en reportes públicos, noticias locales y nacionales o evidencia fotográfica sin publicar (proveniente de científicos, pescadores o locales). Recolección de reportes de forma anual por país. Análisis de frecuencia de tendencias se obtendrá a través un análisis estadístico chi-cuadrado.	Regional	Por definir	No disponible.
2.4	**Número de individuos detectados por km² en agregaciones del PET**	$Di = \frac{\text{\# de individuos detectados}}{\textit{ancho de banda} \cdot \text{longitud del trayecto}}$*	Uso de drones en sitios de agregación. Designación de transectos lineales por área de estudio para la realización de vuelos. Análisis de la densidad de individuos por medio del cálculo: número de individuos/ ancho de banda x longitud de transecto. Análisis en el cambio de promedio de densidad por sitio de forma anual.	1.Norte de Perú. 2. Bahía la Paz 3.Bahía Los Ángeles	1.EcoOceánica 2. Por determinar. 3. Por determinar.	Datos no disponibles en el PET
2.5	**Tasa de interacciones con embarcaciones de cerco**	# de interacciones / embarcación*	Datos obtenidos a través de observadores pesquero de la CIAT en embarcaciones de red de cerco.	Regional	CIAT	718 interacciones en pesca de cerco del 2003 al 2016 (Román et al.,2018).

** Incluir el valor de variación pertinente (desviación estándar, coeficiente de variación, varianza, etc.)*

TORTUGA VERDE

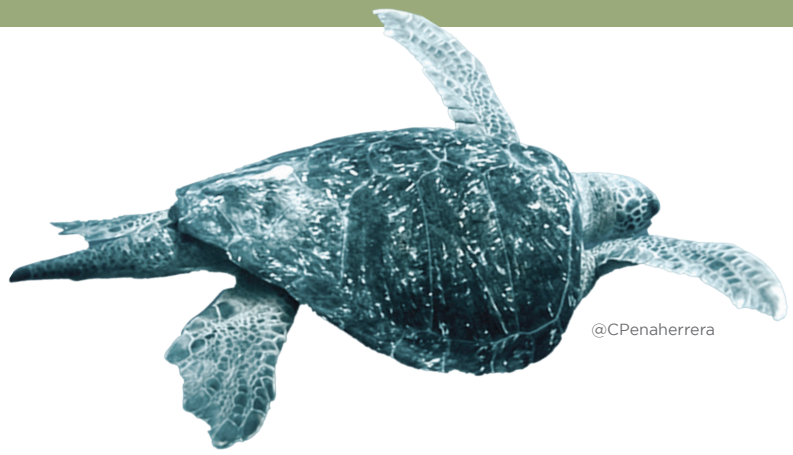
Chelonia mydas agasizii

VU

Vulnerable
(en el PET)

EN

En Peligro
(Global)



Conocida también como tortuga negra, pertenece a una subpoblación distribuida desde México hasta Perú. Siendo una de las cinco especies de tortugas marinas que habitan en el PET, la población de esta región se diferencia genéticamente y comprende la distribución más amplia.

Actualmente se estima que la abundancia de hembras anidadoras es de alrededor de 20.062 individuos. El estado de conservación de la subpoblación del Pacífico Este se clásifica como "Vulnerable", mientras que a nivel global se clasifica como una especie "En peligro".

#	INDICADORES DE MONITOREO	TÉCNICAS DE MONITOREO
3.1 3.2 3.3	Número de hembras anidadoras, número de nidos, número de nidadas.	El monitoreo de playas de anidación del PET se realiza bajo el manual de la CIT, el cual guía y estandariza la información básica necesaria para las poblacione.
3.4	Tasa de crecimiento basada en marcaje recaptura.	Valor obtenido mediante captura-marcaje-recaptura de individuos en zonas de agregación.
3.5	Número de individuos capturados por red.	Captura de individuos por medio de redes en zonas de agregación.
3.6	Número de individuos avistados por inmersión de buceo.	Generación de bitácoras de buceo dependiendo el sitio de estudio.
3.7	Número de individuos capturados incidentalmente con red de cerco.	Colección de datos sistematizados de capturas incidentales pertenecientes a la pesca con red de cerco.

TORTUGA VERDE

Introducción

La tortuga verde *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), conocida también como tortuga negra en el Pacífico Este, se distribuye en regiones tropicales y subtropicales de los océanos Atlántico, Pacifico, Índico y el Mar Mediterráneo (Seminoff et al., 2015). La tortuga verde encontrada en el PET pertenece a una subpoblación distribuida desde México hasta Perú, conocida como *Chelonia mydas agasizzi.* Siendo una de las cinco especies de tortugas marinas que habitan en el PET, la población de esta región se diferencia genéticamente a otras áreas del Océano Pacífico (Wallace et al., 2010). Dicha población comprende la distribución más amplia de todas las especies de tortugas marinas en la región, habitando bahías, estuarios y lagunas desde la costa sur del Golfo de California hasta la costa norte de Perú. Tiene una presencia importante en América Central, en zonas de anidación a lo largo de la costa continental y en las Islas Galápagos y Revillagigedo (Seminoff et al., 2018).

Los rangos de anidación de la tortuga verde se distribuyen desde la región de Cabo en la Península de Baja California hasta el Norte de Perú (CIT, 2017). Las principales colonias de anidación se encuentran en Michoacán, México, y en las Islas Galápagos, Ecuador. Otras colonias no tan predominantes se encuentran en Revillagigedo, así como en varias playas de El Salvador y al noreste de Costa Rica (Seminoff et al., 2012). La anidación en niveles bajos ocurre en Colombia, Guatemala, Ecuador continental y Perú (Seminoff et al., 2015).

La población de la tortuga verde en el PET, al igual que otras especies de tortugas marinas de la región, ha experimentado una disminución debido a prácticas antropogénicas pasadas que han evolucionado hasta tener impactos devastadores (Seminoff et al., 2012). Todos los estadíos de vida, desde huevos a adultos, son susceptibles a amenazas antropogénicas; las cuales incluyen la cosecha de huevos, la captura dirigida de adultos como fuente de alimento o aceite y la pesca incidental (Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, s.f). Por otro lado, la población también se ve afectada por el cambio climático y la degradación de hábitat (Seminoff et al., 2012). Actualmente se estima que la abundancia de hembras anidadoras es de alrededor de 20.062 individuos, donde el 58% corresponde a las hembras encontradas en Michoacán (Seminoff et al., 2015).

La tortuga verde contribuye a la productividad, estabilidad y salud de los ecosistemas marinos. Su rol ecológico es fundamental al transportar nutrientes y energía a través de la red trófica de distintos hábitats marinos, además regula la vegetación y distribución de especies en pastos y arrecifes marinos (Sterling et al., 2013). La tortuga verde se encuentra actualmente en peligro debido a la sobreexplotación, sin embargo, se ha demostrado que la implementación de programas de conservación permite la recuperación de la población, como el caso de México mediante un esfuerzo realizado por Grupo Tortuguero (Koch, 2013). La anidación de esta especie ha incrementado por varios esfuerzos de conservación, demostrando la necesidad de cooperación regional para su preservación. El entendimiento del estado poblacional de esta especie es esencial para la implementación de planes de conservación y recuperación, entendiendo la viabilidad a largo plazo de la población correspondiente al PET. Por lo tanto, es necesario realizar un seguimiento y monitoreo constante en la región, que incorpore tantas áreas de anidación como áreas de agregación y forrajeo.

Objetivo general

Desarrollar un plan de monitoreo para evaluar la tendencia poblacional de la tortuga verde durante todos sus estadios de vida en el Pacífico Este Tropical.

Objetivos específicos

- Describir los usos y presiones que enfrenta la tortuga verde en la región.
- Resumir las actividades de monitoreo existentes en la región.
- Proponer indicadores estandarizados a nivel regional que permitan evaluar las tendencias poblacionales de la tortuga verde durante todos sus estadios de vida.

Estado de conservación

El estado de conservación de la subpoblación de tortuga verde del Pacífico Este fue evaluado por primera vez en el año 2021 por la lista roja de la UICN, clasificándolo como “Vulnerable”, categoría que se mantiene hasta la actualidad (Seminoff, 2023). Esta clasificación se designó bajo los criterios A2bd. A nivel global, la población de tortuga verde se evalúa como “En Peligro”.

Criterios A2b

- A2 “Existe una reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado O no ser entendidas y conocidas O no ser reversibles”.
- b- Un índice de abundancia apropiado para el taxon.
- d- Niveles de explotación reales o potenciales.

Las especies de tortugas marinas se caracterizan por poseer una vida larga y una maduración relativamente lenta (Seminoff, 2023). La tortuga verde puede vivir hasta los 70 años aproximadamente y las hembras alcanzan la madurez entre los 25 y 35 años. Cada dos a cinco años realizan migraciones reproductivas hacia las playas de anidación donde ecolosionaron originalmente (Seminoff et al., 2015). Además de poseer dicha restrategia de reproduccion, la población ha sufrido grandes declinaciones debido a diferentes presiones, principlamente antropogénicas.

Marco normativo

Instrumentos internacionales

A nivel internacional existen algunos organismos que protegen a la tortuga verde. Los organismos relevantes al área del PET son: CITES, CMS, CIAT y la Comisión Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) que tiene como objeto promover la protección, conservación y recuperación de las tortugas marinas [Figura 7].

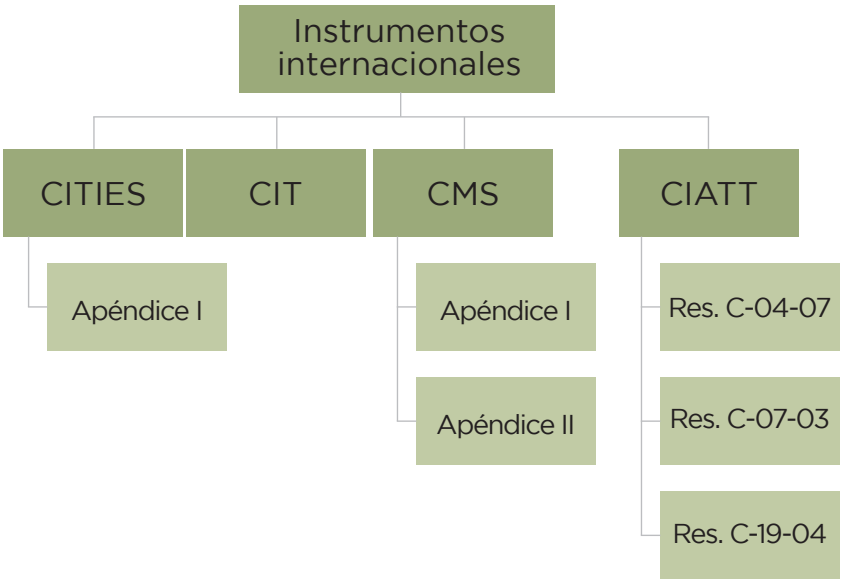


Figura 7. *Instrumentos internacionales de protección para tortuga verde.*

Instrumentos nacionales

La tortuga verde, junto a otras especies de tortugas marinas, están protegidas bajo decretos u objetos dentro del marco legal de los países que componen el PET [Tabla 5].

Tabla 5. *Protección nacional con respecto a tortugas marinas en países del PET.*

País \ Acción	Protección de tortugas marinas	Se prohíbe la captura, caza, posesión, transportación o comercialización	Se prohíbe la pesca de arrastre como arte de pesca
México	X	X	
Guatemala	X	X	
Honduras			
El Salvador	X	X	
Nicaragua	X	X	
Costa Rica	X		X
Panamá			
Colombia			
Ecuador	X	X	X

Estado actual de monitoreo de tortuga verde en el PET

A pesar de que la ocurrencia de tortuga verde se ha documentada en todo el PET, la tendencia poblacional en zonas de anidación se conoce únicamente para México, Costa Rica y Ecuador [Tabla 6].

Tabla 6. *Resultados de los últimos reportes en zonas de anidación de la subpoblación de tortuga verde a lo largo de la región del PET.*

Sitio de estudio	Periodo de monitoreo	Conteo de nidos	Conteo de nidadas	Conteo de hembras
Tierra Colorada, México	2021-2022	521		
Coahuitan, México	2021-2022	189		
Escobilla, México	2021-2022	46		
Barra de la Cruz, México	2021-2022	109		
Colola, México	2021-2022			23.000-25.000
Naranjo, Costa Rica	2021-2022		17	23
Cabuyal, Costa Rica	2021-2022	210		56
Nombre de Jesús, Costa Rica	2021-2022		2,520	840
San Lorenzo, Ecuador	2020-2021	1	1	1
La Botada, Ecuador	2020-2021	1	1	1
Tres cruces, Ecuador	2020-2021	5	365	
Mar Bravo, Ecuador	2020-2021		57	1
Quinta Playa, Galápagos Ecuador	2020-2021	425	101	425
Las Bachas, Galápagos Ecuador	2020-2021	100	71	218

Fuente: CIT, 2020; CIT, 2021

Para conocer estos valores, existe un protocolo definido por *The State of the World's Sea Turtles* para el monitoreo en playas de anidación, donde se consideran cuatro tipos de conteo: el número de actividades de anidación, el número de huevos, el número de nidadas, y el número de hembras anidadoras. Estas cuatro métricas reflejan una representación de abundancia total, donde varían las ventajas y desventajas entre ellas (SWOT 2011).

@CPenaherrera

Los análisis de tendencia poblacional en zonas de forrajeo de la región, son escasos. Para el monitoreo de individuos adultos se han realizado varios trabajos en el PET [Tabla 7].

Tabla 7. *Estado actual de monitoreo de la subpoblación de la tortuga verde en el PET.*

Análisis de monitoreo	Zona de estudio	Resultados
Captura por unidad de esfuerzo independiente de pesca	Baja California, México	Uso de DOV durante la temporada de avistamiento para cálculo de densidad.
	Bahía Magdalena, México	1,79 individuos capturados/número de horas (24h) * longitud de red (100m)
	Punta Abrejos, México	17,35 individuos capturados/número de horas (24h) * longitud de red (100m)
	Loreto, México	Valor promedio de 6,6 ± 8,05 SD individuos capturados/número de horas (24h) * longitud de red (100m)
	Mulege, México	Valor promedio de 0,8 ± 0,89 SD individuos capturados/número de horas (24h) * longitud de red (100m)
	Golfo Dulce, Costa Rica	Valor anual promedio de 0,19 a 0,45 individuos capturados /número de horas (7h) * longitud de red (100m)
	Península de Baja California, México	Valor anual promedio de 2,68 ± 2,29 SD individuos capturados/ número de horas (12h) * longitud de red (100m)
Interacciones con buques palangreros	OPO (Oriental Pacific Ocean, por sus siglas en inglés)	5 interacciones
Interacciones con buques de cerco	OPO	52 interacciones
Tasa de crecimiento como indicador de salud de la población	Bahía los Ángeles y Laguna Ojo Libre, México	Promedio anual de 2,95 ± 1,77 SD cm al año (longitud recta del caparazón final/longitud recta del caparazón inicial) / intervalo de recaptura medido en años
Longitud recta del caparazón total promedio	La Paz, México	71,7 ± 8,88 SD cm
	Loreto, México	66,4 ± 9,06 SD cm
	Bahía de los Ángeles, México	74,2 ± 11,94 SD cm
Varamientos	Galápagos, Ecuador	53 tortugas reportadas de 2009 a 2010

Fuentes: Koch et al. 2006; López- Castro et al., 2010; Avilés, 2018; CIAT 2022.

Otros métodos que se podrían implementar a nivel regional son el cálculo de abundancia por número de individuos avistados por buzo hora (Williams et al., 2015), cantidad de individuos avistados por transecto (Mancini et al., 2015), conteo de individuos por km^2 con vehículos aéreos no tripulados (Fuentes et al., 2015, Sykora et al., 2017) y por medio de captura-marca-recaptura (Bjorndal et al., 2005, Mancini et al., 2015, Araujo et al.,2019).

Identificación de usos y presiones

Usos y presiones directas

Destrucción de hábitat

El desarrollo costero y el incremento en el nivel del mar conducen a la pérdida o transformación de zonas de anidación para tortugas verdes. El desarrollo de infraestructura y actividades turísticas pueden causar erosión, aumento de tráfico peatonal y vehicular, contaminación lumínica e introducción de especies invasoras (Seminoff et al., 2015). Estos hechos se han registrado en Maruata, México (Seminoff, 1994) y en las Islas Galápagos, Ecuador (Zárate et al., 2013).

Para entender el impacto de destrucción de hábitat, se puede utilizar el índice de supervivencia en playas de anidación, valor que se obtiene de individuos recapturados (Eguchi et al., 2010). El impacto en huevos y crías se puede medir a través del cálculo de mortalidad. Los índices de mortalidad deben relacionarse a los distintos factores que la causan, entre los cuales se deben distinguir eventos de depredación, inundaciones por erosión, inundaciones por sumersión, entre otros (Zárate et al., 2013). Además, es necesario entender los cambios de área comprendidos por zonas de anidación históricas y zonas de anidación presentes, los cambios en distribución y cobertura pueden señalar el porcentaje de áreas destruidas (McClenachan et al., 2006). Por último, el impacto de polución producida por luz artificial puede ser medido mediante satélites que obtienen la longitud de onda, evaluando la proporción de nidos y playas de anidación que están expuestas a contaminación lumínica y el grado al que estas están expuestas (Kamrowski et al., 2012).

@Pixabay

Caza furtiva

La colecta intencional de huevos y la captura de adultos es una práctica que se ha llevado a cabo durante varios años. En muchas zonas de anidación continentales todavía existe la colecta de huevos, ya sea como fuente de alimento o por comercialización (Seminoff et al., 2012, Seminoff et al., 2015). La colecta de huevos tiene un gran valor monetario y una demanda constante en el mercado, por lo que se ha vuelto un desafío de conservación para varias naciones. En algunos países del PET la cosecha se da a gran escala, donde se ha registrado hasta el 90% de huevos siendo recolectados de la Playa Nombre de Jesús en Costa Rica (Blanco, 2010), estos eventos se dan de manera ilegal por falta de control (Defenders of Wildlife, 2021). La caza de individuos adultos se realiza también en playas de anidación, estos individuos representan un valor alto en el mercado negro (Mancini y Koch, 2009). Para poder medir la caza furtiva, la colaboración de autoridades de los países pertenecientes al PET es necesaria, ya que los datos públicos son escasos. Esta medición puede darse a través de un análisis de los datos de denuncias, juicios o registros de control y vigilancia.

Depredación

Existe depredación de huevos, crías y adultos por parte de especies introducidas o especies que habitan cerca de playas de anidación. En las Islas Galápagos se ha registrado la depredación de huevos y crías por parte de cerdos ferales y coleópteros (Zarate et al., 2013). Estos son algunos casos de la gran problemática que tiene la depredación llevada a cabo principalmente por especies como perros y cerdos (Engeman et al., 2005).

Los eventos de depredación deben asociarse a la abundancia de nidos y hembras anidadoras, con el fin de calcular la relación entre individuos cazados, nidos depredados y nidos destruidos con respecto al tamaño de la población. También se pueden considerar los índices de mortalidad, relacionados específicamente a factores relacionados a la depredación (Zárate et al., 2013).

Pesca incidental

La pesca incidental es una de las principales causas de muerte de las tortugas marinas en el PET. Estos eventos se dan tanto en pesca industrial como artesanal, principalmente con red de palangre, redes de deriva y redes de arrastre (Mancini et al., 2012, Pingo et al. 2017). Para entender el efecto de la pesca incidental sobre la población de tortuga verde se pueden usar los datos de la CIAT obtenidos únicamente en flotas de cerco, ya que la cobertura actual de observadores pesqueros en flota palangrera solo comprende el 5%. Mediante las interacciones registradas por observadores pesqueros se registró un total de cinco interacciones con buques palangreros y 52 interacciones con buques de cerco (CIAT, 2022). En cuanto a mortalidad, se registraron dos tortugas verdes en redes de palangre durante el 2021 (CIAT, 2022).

Para comprender la escala de pesca incidental en el PET se debe crear una base de datos que contenga distintos artes de pesca, no únicamente los evaluados por la CIAT. Para crear esta base de datos es necesario utilizar artículos científicos, y reportes técnicos; con el fin de obtener una tasa de pesca incidental por unidad de esfuerzo (BPUE) (Wallace et al., 2013).

Golpes con embarcaciones

El tráfico marino representa un peligro para las tortugas marinas cuando éstas se encuentran cerca de la superficie, ya que las embarcaciones pueden causar heridas e incluso la muerte. Las hembras adultas son más susceptibles debido a las migraciones reproductivas que realizan y por su cercanía a playas de anidación (Seminoff, 2015). Por medio de evidencia fotográfica en zonas de forrajeo y en zonas de anidación, en las Islas Galápagos se ha registrado un 57% de individuos con daño de caparazón causado por lesiones en zonas de forrajeo y un 31 a 51% en playas de anidación (Denkinger et al. ,2013).

Cambio climático

El cambio climático afecta la población de tortugas marinas del PET de varias maneras. Este evento produce el aumento del nivel del mar conduciendo a la erosión de playas e inundación de nidos. También altera las corrientes oceánicas, lo que dificulta la dispersión natural de adultos (Lettrich et al., 2020). Por último, la mayor amenaza es el calentamiento de las playas. Este fenómeno produce una proporción de sexo sesgada debido al aumento de temperatura (por encima de los 28-30.3 °C) que causa mayor nacimiento de hembras (Hawkes et al., 2010). Se ha descubierto que a temperaturas mayores de 30.6°C el 95% de neonatos serían hembras (Blechschmidt et al., 2020).

Para analizar los impactos de cambio climático en conjunto, se puede crear un marco de evaluación de vulnerabilidad a través de modelaje (Fuentes et al., 2010). El impacto acumulativo de múltiples procesos que ocurrirán simultáneamente, como calentamiento de arena, aumento del nivel del mar y actividad de ciclones, podría reflejar el efecto de estos sobre la población de tortuga verde dentro de 30 años o más (Fuentes et al. 2010).

Área de estudio

Al ocupar dos hábitats distintos tanto pelágicos y costeros, se debe estudiar a la tortuga verde en áreas de agregación y forrajeo, así como en zonas de anidación. Estos hábitats se escogerán dependiendo los esfuerzos de monitoreo que se llevan a cabo actualmente en la región del PET y se distinguirán dependiendo de la población objetivo [Tabla 8]. El monitoreo descrito en estas zonas de estudio se podrá replicar más adelante en otras áreas.

Tabla 8. *Áreas de estudio de tortuga verde correspondiente a la población objetivo.*

Población	Zona de estudio
Adultos	Áreas de agregación/forrajeo
	•Los Túneles, Isla Isabela,Galápagos, Ecuador •Golfo Dulce, Costa Rica •Península Baja California, México
	Zonas de buceo
	•PNIC, Costa Rica •Santuario de Flora y Fauna Malpelo, Colombia •Islas Galápagos, Ecuador (Gordon Rocks, León Dormido, Complejo Isla Darwin e Isla Wolf).
Juveniles y neonatos	Zonas de anidación
	•Guanacaste, Costa Rica •Playa de Colola, México •Islas Galápagos, Ecuador: Quinta Playa, Playa Barahona, Playa las Salinas, y Playa las Bachas.

Indicadores de monitoreo

Para comprender fluctuaciones en las tendencias poblacionales de la tortuga verde, se han seleccionado 7 indicadores de monitoreo que serán evaluados a lo largo de la región tanto en neonatos, como en juveniles y adultos. Por medio de estos indicadores se obtendrá la abundancia relativa de la especie en distintas etapas ontogénicas. La abundancia relativa se conocerá a través de distintas metodologías mediante el valor de captura por unidad de esfuerzo en pesca incidental, captura marca recaptura y por medio del número de hembras anidadoras, número de nidos y número de nidadas o intentos exitosos de anidación. Para conocer el estado de salud de la población se evaluará la tasa de crecimiento por medio de individuos adultos recapturados [Tabla 9]. Cada una de estas metodologías está descrita en el Capítulo 9.

El fundamento para las decisiones de manejo debe incluir una evaluación exacta del tamaño de la población, incluyendo una determinación sobre si las poblaciones son estables, están aumentando, o están disminuyendo.

Tabla 9 Indicadores de monitoreo de tortuga verde Chelonia mydas agasizzi.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
3.1	**Número de hembras anidadoras por año**	*# de nidos/ frecuencia de puesta observada, por año*	El monitoreo de playas de anidación del PET se realiza bajo el manual de la CIT, el cual guía y estandariza la información básica necesaria para las poblaciones. Para comparar los valores de un año a otro por sitio utilizar el análisis estadístico pertinente.	Zonas de anidación [Tabla 8]	1.PNG 2.SINAC 3.Por definir	Tabla 7
3.2	**Cambio o permanencia de número de nidos por año**	*Número de nidos por año*	El monitoreo de playas de anidación del PET se realiza bajo el manual de la CIT, el cual guía y estandariza la información básica necesaria para las poblaciones.	Zonas de anidación [Tabla 8]	1.PNG 2.SINAC 3.Por definir	Tabla 7
3.3	**Número de nidadas por año**	*Número de nidadas por año*	El monitoreo de playas de anidación del PET se realiza bajo el manual de la CIT, el cual guía y estandariza la información básica necesaria para las poblaciones.	Zonas de anidación [Tabla 8]	1.PNG 2.SINAC 3.Por definir	Tabla 7
3.4	**Tasa de crecimiento basada en marcaje recaptura**	Media anual de tasa de crecimiento: medida de LRC 2-medida LRC1/ intervalo de recaptura medido de años *	Valor obtenido mediante captura-marcaje-recaptura. Captura de individuos en zonas de agregación. Una vez capturado los individuos se toma medidas de la longitud recta del caparazón (LRC) y se coloca una marca para su posterior recaptura. La colecta de datos debe ser constante durante al menos 10 años para obtener individuos recapturados.	Zonas de agregación [Tabla 8]	1.PNG 2.SINAC 3.Por definir	Bahía de los Ángeles: 2,95 ± 1,77 SD cm al año (Avilés, 2018).

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
3.5	**Número de individuos capturados por red**	*CPUE=* *número de individuos* *red**	Captura de individuos por medio de redes en zonas de agregación. Se mide la relación que existe entre individuos capturados y el esfuerzo pesquero calculado por el número de lanzamientos.	México	1.Por definir	Península de Baja California: 9,18 ± 7,79 SD (Avilés, 2018) Golfo Dulce: 0,65 ± 1,54 SD (Chacón-Chaverri et al. 2014).
3.6	**Número de individuos avistados por inmersión de buceo**	*SPUE promedio anual =* *(Número de individuos avistados)/(# de inmersiones)**	Metodología aplicada dependiendo el sitio de buceo, con el apoyo de ciencia ciudadana. Uso de Shark Count App en sitios de buceo donde no existe bitácora de buceo preestablecida (Islas Galápagos). Generación de bitácoras de buceo con el apoyo de dive masters en Isla del Coco y generación de bitácoras de por medio de científicos en Islas Malpelo.	Sitios de buceo [Tabla 8]	1.Undersea Hunter 2.Fundación Malpelo 3.Shark Count App	Datos no publicados
3.7	**Número de individuos capturados incidentalmente con red de cerco**	*BPUE=* *número de individuos capturados* *set de pesca*	Colección de datos sistematizados de capturas incidentales obtenidas por: observadores pesqueros (CIAT), cuadernos de pesca o vigilancia de desembarcaciones pertenecientes a la pesca con red de cerco. Estandarización de los datos de CPUE a través de modelos GLM.	Regional	CIAT	Datos no publicados (CIAT)

* *Incluir el valor de variación pertinente (desviación estándar, coeficiente de variación, varianza, etc.)*

BACALAO DE GALÁPAGOS

Mycteropeca olfax

EN

En Peligro

@F.Ladino

Especie endémica del PET, distribuido en las Islas Galápagos, la Isla del Coco y la Isla Malpelo. Habita en arrecifes rocosos, paredes de roca, cresta de lava submarinas y otras formaciones rocosas desde los 5 a los 100m de profundidad.

La población del bacalao de Galápagos ha experimentado una disminución de aproximadamente el 30% debido a la sobreexplotación de la especie. Se conoce que existe una disminución de la abundancia relativa del 2009 al 2019.

#	INDICADORES DE MONITOREO	TÉCNICAS DE MONITOREO
4.1	Número de individuos avistados por buzo hora.	Censos visuales realizados por buzos entrenados para la identificación especies en la Isla Malpelo.
4.2	Densidad de individuos avistados por transecto.	Censos visuales submarinos realizados en un transecto definido. Análisis de la densidad de individuos por cada transecto.
4.3	Abundancia relativa basada en estéreo-BRUVS bentónicos.	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS bentónicos para obtención de valor promedio de MaxN.
4.4	Abundancia relativa basada en pesca	Colección de datos sistematizados de capturas obtenidas con la colaboración del PNG.
4.5	Cambio o permanencia de longitud total promedio en ambientes bentónicos.	Uso estandarizado de estéreo-BRUVS bentónicos y herramienta Event Measure para el cálculo de tallas en Isla Darwin e Isla del Coco. Uso de laser de dos puntas para medición de tallas en Isla Malpelo.

BACALAO DE GALÁPAGOS

Introducción

El bacalao de Galápagos o cabrilla *Mycteroperca olfax* (Jenyns, 1840) es una especie endémica del PET, distribuido en las Islas Galápagos, la Isla del Coco y la Isla Malpelo (Erisman y Craig, 2018). Habita en arrecifes rocosos, paredes de roca, crestas de lava submarinas y otras formaciones rocosas desde los 5 a los 100m de profundidad (Garrison, 2005; Erisman y Craig, 2018).

La población del bacalao de Galápagos ha experimentado una disminución de aproximadamente el 30% debido a la sobreexplotación de la especie (Usseglio et al., 2016). Dentro de su distribución, la actividad pesquera es permitida únicamente dentro de las Islas Galápagos, lugar donde se ha capturado principalmente hembras e individuos inmaduros. Este hecho ha causado que el stock de la especie esté en peligro de colapso debido a un fracaso reproductivo (Usseglio et al., 2016). Por otro lado, se cree que las poblaciones que habitan en Coco y Mapelo no corren riesgo ya que están protegidas, razón por la cual el stock poblacional en estas islas se ha mantenido estable (Soler et al., 2013).

El bacalao de Galápagos, así como otras especies de meros, es susceptible a presiones antropogénicas como la pesca. Esta especie se encuentra actualmente catalogado como Amenazada en la Lista Roja de la UICN y, al ser una especie representativa y endémica de la región, es necesario comprender su estado y tendencia poblacional. Conocer la dinámica poblacional de esta especie ayudaría a la región a crear programas de manejo tanto locales como regionales para asegurar su conservación.

Estado de conservación

EN

El estado de conservación del bacalao de Galápagos fue evaluado por primera vez en 1996 clasificándolo como especie "Vulnerable". Se clasificó dentro de la misma categoría durante cuatro evaluaciones distintas, hasta el 2018 (Erisman y Craig, 2018). En el 2023 se realiza la última evaluación que pone a la especie como "Amenazada" (Ramírez, J. et al., 2023). Esta clasificación se realizó bajo los criterios A2bd [Cuadro de texto 1].

Criterios A2bd

- A2- "Existe una reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado O no ser entendidas y conocidas O no ser reversibles"
- b- Un índice de abundancia apropiado para el taxón.
- d- Niveles de explotación reales o potenciales.

Los meros se caracterizan por poseer un lento crecimiento, madurez sexual tardía, alta territorialidad y ser predominantemente hermafroditas. Estas características, su alta presión pesquera y su endemismo regional vuelven a esta especie vulnerable a presiones antropogénicas.

Marco normativo

Instrumentos internacionales y nacionales

El bacalao de Galápagos no se encuentra protegido bajo ningún instrumento internacional. Dentro de la región está protegido en la Isla del Coco y en la Isla Malpelo, debido a que la pesca está totalmente prohibida en ambas AMP. Ambas áreas sirven como sitio reservorio y de producción de especies como el bacalao de Galápagos (SINAC, Parques Nacionales Naturales de Colombia). En el caso de las Islas Galápagos, única área núcleo del CMAR donde se permite la pesca, la especie no está protegida y es considerada un recurso de gran importancia para explotación exclusiva de la flota pesquera local (Usseglio et al., 2016).

Identificación de usos y presiones

Usos y presiones directas

Pesca

La pesca del bacalao de Galápagos comenzó en las Islas Galápagos alrededor del año 1920 y desde entonces ha sido una de las especies más valiosas en la pesca artesanal. En la actualidad, la pesca de esta especie se lleva a cabo durante todo el año, con picos de extracción entre octubre hasta abril (Usseglio et al., 2016). A pesar de existir índices de sobreexplotación, como la reducción de tallas, la tasa de captura se ha mantenido estable durante las últimas décadas (Pontón-Cevallos et al., 2020). Esta falta de un manejo pesquero adecuado se debe al valor económico de la especie y la falta de aspectos políticos y de gobernanza que controlen su stock. La ausencia de estos factores conlleva a medidas de manejo, como por ejemplo, restricción en las tallas mínimas y máximas de captura o vedas temporales, entre otros. Para comprender el impacto de la pesca en el bacalao de Galápagos, se han realizado varios estudios que analizan las tasas de captura durante el último siglo. Por medio de un análisis de productividad y susceptibilidad se determinó que la especie es de alta prioridad y que se requieren medidas urgentes para evitar su colapso pesquero (Pontón-Cevallos et al., 2020). Para obtener estos resultados

se utilizaron los datos pesqueros recolectados en diferentes estudios, los cuales demuestran una disminución de talla, un alto número de peces inmaduros capturados (alrededor del 80%) y un sesgo de captura hacía hembras, al haber una transición de hembra a macho cuando el individuo alcanza una talla de aproximadamente 84 cm (Usseglio et al., 2015; Usseglio et al., 2016). Además, a través de entrevistas a diferentes generaciones de pescadores galapagueños, se determinó que en el pasado la abundancia de *M. olfax* era superior (Burbano et al., 2013).

Estado actual de monitoreo

La población del bacalao de Galápagos ha sido evaluada mediante censos visuales submarinos y datos de pesca recolectados en las Islas Galápagos y la Isla Malpelo.

Censos visuales submarinos

- 16,26 individuos observados por buzo hora en Malpelo (Soler et al. 2014).
- Decrecimiento de la abundancia relativa del 2009 al 2019 (Ladino et al., 2021).
- Densidad de 0,06 peces/500 m^2 en la región norte de Galápagos y 13,6 peces/500 m^2 en la región oeste, densidad combinada de todas las áreas de estudio de 3,92 peces/500 m^2 (Edgar et al., 2004).
- 2,75 individuos avistados por 500 m^2 en la RMG (Nicolaides et al., 2002).

Evaluación con datos pesqueros (Islas Galápagos)

- CPUE por pescador por día de 1977 a 2001 (Nicolaides et al., 2002)

Período	CPUE (kg $p.^{1}$ d^{-1})
1977-1978	9,6
1978-1979	9,2
1979-1980	9,6
1980-1981	14,0
1997-1998	20,1
1998-1999	11,7
1999-2000	9,0
2000-2001	13,4

- Talla promedio de madurez sexual es de 65,3 cm, transición sexual a los 83,7 cm y talla máxima de 100 cm (Usseglio et al., 2015, Usseglio et al., 2016).
- Mortalidad total de Z= 0,79 30,04SD (Usseglio et al., 2016).
- La población de individuos inmaduros ha incrementado un 73% y la captura de hembras es de 67:1 en las Islas Isabela, Santa Cruz y Wolf (Usseglio et al., 2015).
- Longitud promedio capturada de 46,8 cm 38,8 SD en 2012 (Usseglio et al., 2016).

Área de estudio

Se realizarán monitoreos del bacalao de Galápagos en sus sitios de distribución: Isla del Coco, Isla Malpelo y las Islas Galápagos [Figura 8].

Figura 8. *Distribución Bacalao de Galápagos.*

Indicadores de monitoreo

Para conocer fluctuaciones en la tendencia poblacional del bacalao de Galápagos se han seleccionado 5 indicadores. Para medir los cambios de tendencia se han seleccionado tres indicadores que miden la abundancia relativa mediante estéreo-BRUVS bentónicos, censos visuales submarinos y captura por unidad de esfuerzo con datos pesqueros. En la RMG también se medirán cambios poblacionales mediante el cálculo de biomasa por medio de transectos. Para determinar el estado de salud de la población se ha seleccionado el uso de estéreo-BRUVS bentónicos y punteros laser para obtener la longitud promedio de los individuos.

Cada uno de estos indicadores utiliza distintas metodologías [Capítulo 9] las cuales se utilizarán a largo plazo y de manera simultánea [Tabla 10]. Por medio de los valores obtenidos en cada uno de estos indicadores se podrán tomar las medidas de manejo necesarias para la conservación de esta especie endémica del PET.

@MOlfax

Tabla 10. Indicadores de monitoreo de M. olfax.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
4.1	**Número de individuos avistados por buzo hora**	*SPUE promedio anual por isla=* *(Número de individuos avistados)/(Tiempo de inmersión (horas))**	Censos visuales realizados por buzos entrenados para la identificación especies en la Isla Malpelo. Se registra la abundancia en una bitácora de buceo para obtener un valor de SPUE por sitio. Se obtiene un promedio por sitio de buceo y se calcula la abundancia total de la Isla Malpelo.	1.Isla Malpelo: La Nevera y el Arrecife	1.Fundación Malpelo y PNIC	16,36 individuos por buzo hora (Soler et al., 2014)
4.2	**Densidad de individuos avistados por transecto**	$Di = \frac{\text{\# de individuos detectados}}{\text{ancho} \bullet \text{longitud del trayecto}}$*	Censos visuales submarinos realizados en un transecto definido. Abundancia de individuos recolectada en Notepad bajo el agua. Análisis de la densidad de individuos por cada transecto definido. Análisis en el cambio de promedio de densidad por sitio de forma anual.	1. RMG	1.FCD	2,75 individuos avistados por cada 500 m^2 (Nicolaides et al., 2002).
4.3	**Abundancia relativa basada en estéreo-BRUVS bentónicos.**	*Promedio de abundancia relativa (MaxN hr^{-1})**	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS bentónicos para obtención de valor promedio de MaxN (número máximo de individuos observado en un marco de video al mismo tiempo) por tiempo de inmersión, evaluados en ambientes pelágicos.	1. PNIC 2. Isla Darwin	1.UCR 2.FCD	Datos no publicados
4.4	**Abundancia relativa basada en pesca**	*CPUE anual promedio en la RMG =* $\frac{\text{kg de inidiviudos capturados}}{(\text{por pescador} * \text{día})}$	Colección de datos sistematizados de capturas obtenidas con la colaboración del PNG. Estandarización de los datos de CPUE a través de modelos GLM.	RMG (promedio por toda la región)	PNG	Datos no disponibles
4.5	**Cambio o permanencia de longitud total promedio en ambientes bentónicos.**	*Longitud total promedio por año.**	Uso estandarizado de estéreo-BRUVS bentónicos y herramienta Event Measure para el cálculo de tallas en Isla Darwin e Isla del Coco. Uso de laser de dos puntas para medición de tallas en Isla Malpelo.	1. PNIC 2. Isla Darwin 3. Santuario de Fauna y Flora Malpelo	1.UCR 2.FCD 3.Fundación Malpelo	Talla máxima registrada: 100cm Talla promedio registrada: 83cm (Usseglio et al., 2015)

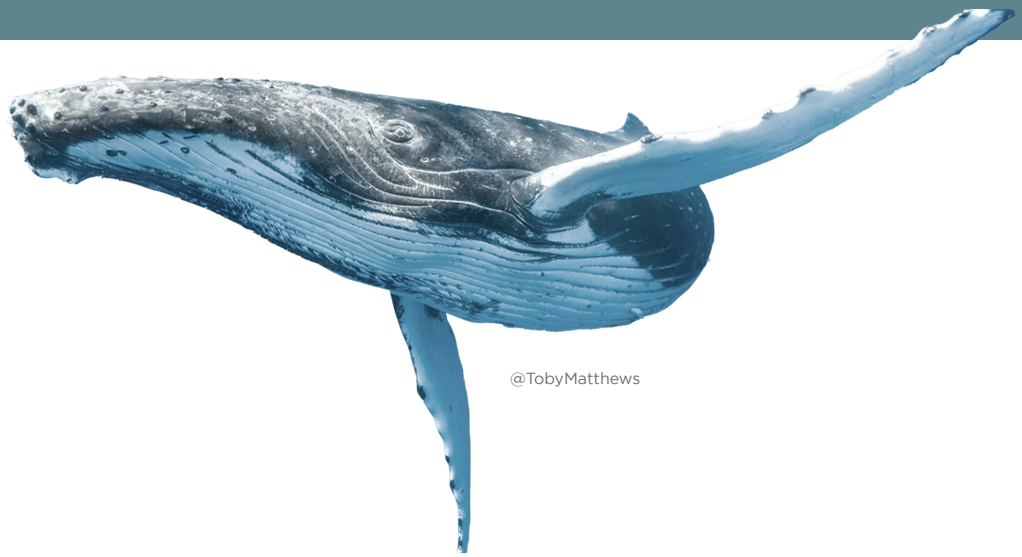
** Incluir el valor de variación pertinente (desviación estándar, coeficiente de variación, varianza, etc.*

BALLENA JOROBADA

Megaptera novaeangliae

LC

Menor Preocupación



@TobyMatthews

En el PET, la ballena jorobada presenta tres segmentos de población distintos, uno perteneciente al Sureste (stock G) y dos al Noreste del Océano Pacífico.

El stock G realiza su invernada desde el norte de Perú hasta Panamá y Costa Rica. El segmento de México Archipiélago de Revillagigedo. La tercera población, perteneciente a Centroamérica, se mueve alrededor de Costa Rica, Panamá, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua y el sur de México. A nivel global, la especie se clasifica como "Preocupación Menor", sin embargo, se ha evaluado al DPS centroamericano como "En Peligro" y al DPS mexicano como "Amenazado" .

#	INDICADORES DE MONITOREO	TÉCNICAS DE MONITOREO
4.1	Abundancia del DPS Pacífico Sureste.	Captura-recaptura por foto identificación y datos obtenidos se evalúan con modelos seleccionados por los expertos.
4.2	Abundancia del DPS Centroamérica.	Captura-recaptura por foto identificación y datos obtenidos se evalúan con modelos seleccionados por los expertos.
4.3	Abundancia del DPS México.	Captura-recaptura por foto identificación por medio de esfuerzo de monitoreo SPLASH (Structures of Population, Levels of Abundance and Status of Humpback Whales).
4.4	Número de individuos avistados por hora por embarcación.	Uso de bitácora para conteo de individuos avistado en embarcaciones turísticas en lugares populares de avistamiento.

BALLENA JOROBADA

Introducción

La ballena jorobada, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781), se distribuye mundialmente en zonas costeras de aguas polares y tropicales. Esta especie realiza migraciones a lo largo del PET durante el invierno, utilizando la región como área de reproducción y nacimiento, para luego dirigirse hacia los polos donde se alimenta. Este recorrido se conoce como una de las migraciones más largas de los mamíferos marinos, con poblaciones registradas viajando alrededor de 8,000 kilómetros desde sus áreas de reproducción hasta sus áreas de alimentación (NOAA, 2023).

A nivel mundial se conocen 14 segmentos de población (DPS, por sus siglas en inglés) de ballena jorobada, de los cuales tres se han registrado en el PET: uno perteneciente al Sureste (stock G) y dos al Noreste del Océano Pacífico. Se ha demostrado que esta especie exhibe fidelidad de sitio a sus áreas de alimentación y zonas de invernada (Calambokidis et al., 2008; Barlow et al., 2011). La población del Pacífico Sureste se desplaza desde la Península Antártica, el Estrecho de Magallanes y Patagonia movilizándose hasta el norte de Perú para realizar un recorrido en el invierno, que se extiende hasta Panamá y Costa Rica (Acevedo y Smultea, 1995; Rasmussen et al., 2007; Pacheco et al., 2009). La población perteneciente a México recorre la costa mexicana y el Archipiélago de Revillagigedo durante su recorrido de invierno, desplazándose más tarde desde California hasta la Península de Kamchatka para alimentarse (Calambokidis et al., 2008; Titova et al., 2018; Wade, 2021). La tercera población, perteneciente a Centroamérica, se mueve alrededor de Costa Rica, Panamá, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua y el sur de México (Taylor et al., 2021); alimentándose en la Costa este de Estados Unidos y el sur de Columbia Británica (Calambokidis et al., 2008; Barlow et al., 2011; Wade, 2016). Se ha demostrado que los DPS de México y Centroamérica se traslapan en ciertas áreas de alimentación a lo largo de la costa este de Estados Unidos y que los movimientos de estos segmentos de población son variables (Calambokidis et al. 2008, Barlow et al. 2011, Ramírez-Barragan et al. 2019; Taylor et al., 2021).

Al ser una especie que habita en zonas costeras, la ballena jorobada se ha visto presionada por diversas actividades antropogénicas. En el pasado, la mayor causa de disminución de la población fue la caza furtiva. En la actualidad, sus principales amenazas son las colisiones con embarcaciones, deterioro de hábitat, turismo y cambio climático (NOAA, 2020). Estas presiones y la falta de monitoreo de la especie en el PET han limitado la elaboración de medidas de manejo a nivel regional. Siendo el PET un área crítica para su apareamiento, parto y crianza, es esencial la elaboración de un plan de monitoreo regional que permita conocer el estado de salud y la tendencia poblacional de ballena jorobada con la finalidad de promover su conservación y manejo.

Objetivo general

Desarrollar un plan de monitoreo para evaluar la fluctuación en la tendencia poblacional de la ballena jorobada en el Pacífico Este Tropical.

Objetivos específicos

- Describir los usos y presiones que enfrenta la ballena jorobada en la región.
- Resumir las actividades de monitoreo que conciernen a la ballena jorobada existentes en la región.
- Proponer indicadores estandarizados que permitan evaluar la tendencia poblacional de la ballena jorobada.

Estado de conservación

LC

El estado de conservación de la ballena jorobada fue evaluado por primera vez como "menos rara" en 1965 por la Lista Roja de Especies Amenazadas. Más tarde, en 1986, se clasificó como una especie "En Peligro", finalmente clasificándola como de "Preocupación menor" en el 2008 (UICN, 2018). Sin embargo, mediante la Ley de Especies en Peligro de Extinción correspondiente a los E.E.U.U (ESA, por sus siglas en inglés), se ha evaluado al DPS centroamericano como "En Peligro" y al DPS mexicano como "Amenazado" (NOAA, 2022).

La posibilidad de recuperación de una población de ballena jorobada es limitada debido al impacto de sus amenazas y su éxito reproductivo, limitado por un crecimiento lento, largos periodos de gestación, baja fecundidad y la gran energía utilizada durante la crianza la ballena jorobada alcanza la madurez sexual entre los 10 y los 12 años (Gabriele et al., 2017; Best, 2011). Las hembras dan a luz únicamente a un ballenato cada dos a tres años y su tiempo generacional es de 25,5 años (Cooke, 2018).

Marco normativo

Instrumentos internacionales

La caza de ballena jorobada está prohibida en toda la región del PET desde la década de 1960. Además, está protegida por organismos internacionales como CITES, CMS y la Comisión Ballenera Internacional (CBI) [Figura 9]. La Organización Marítima Internacional, parte de las Naciones Unidas, también ha ayudado a implementar áreas de protección para prevenir el riesgo de colisiones entre embarcaciones y cetáceos.

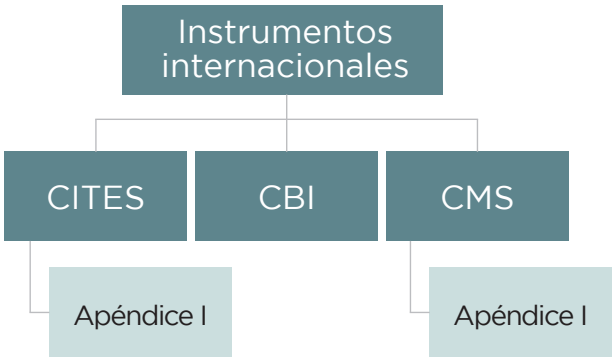


Figura 9. *Instrumentos internacionales de protección para ballena jorobada.*

Instrumentos nacionales

A nivel nacional, en cada país del PET se han implementado distintos instrumentos para proteger a la ballena jorobada o a los mamíferos marinos en general [Tabla 11]. En la mayoría de los casos existe un convenio internacional que regula la caza de ballenas de cualquier especie; sin embargo, hay países que no han adoptado esta medida.

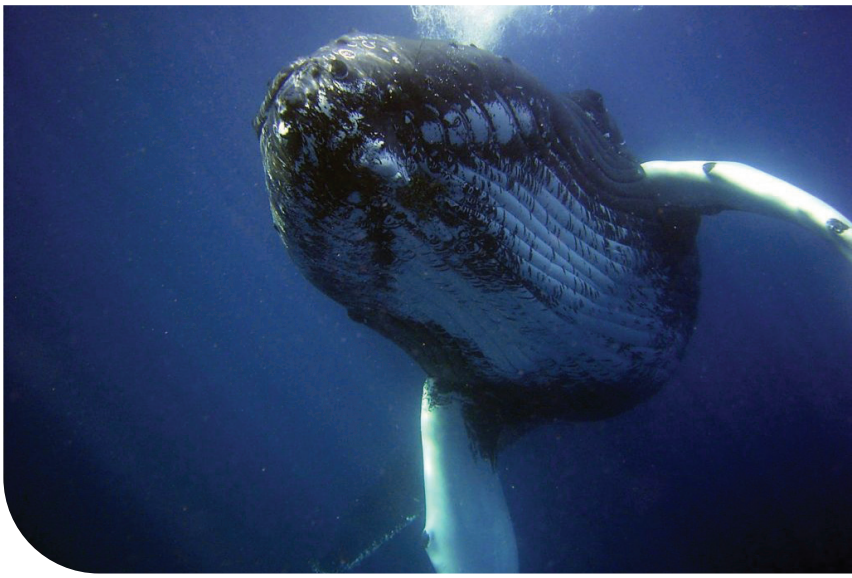
Tabla 11. *Instrumentos nacionales implementados para la protección de ballenas o mamíferos marinos.*

País \ Acción	Lineamiento para la observación de ballenas	Refugio de ballenas	PANES mamíferos marinos o cetáceos	Convenio internacional para la regulación de caza de ballenas
México	X	X		X
Guatemala				
Honduras				
El Salvador			X	
Nicaragua				
Costa Rica	X			X
Panamá	X		X	X
Colombia	X	X	X	X
Ecuador	X		X	X
Perú			X	X

Estado actual de monitoreo de ballena jorobada en el PET

Todos los segmentos de población de ballena jorobada que se encuentran en el PET se vieron mermados debido a la caza comercial de ballenas, la cual provocó sobreexplotación y reducción de la especie a nivel mundial. Se conoce que la captura de ballenas moderna en el Siglo XX dio un total de capturas de alrededor de 29.000 individuos del Pacífico Norte (Rocha et al., 2014), y en el caso de la población del Pacifico sur fue de aproximadamente 15.000 individuos (Findlay, 2000).

Las estimaciones actuales de abundancia de ballena jorobada se han llevado a cabo mediante el uso de captura-recaptura por foto identificación (o foto ID). Las estimaciones más recientes del Pacífico Norte son de 21.808 individuos (Barlow et al., 2011), valores que demuestran un aumento poblacional entre el cinco y ocho por ciento anual desde 1980 (Calambokidis y Barlow, 2020). Los resultados se obtuvieron a partir de un esfuerzo de monitoreo SPLASH (por sus siglas en inglés; Structures of Population, Levels of Abundance and Status of Humpback Whales), que obtuvo información robusta sobre la población del Pacífico Norte, en áreas de alimentación y de crianza, conocidas como zonas de invernada.



La DPS mexicana se considera una población discreta que cuenta con 3,477 individuos que utilizan la Costa Este de Estados Unidos (coeficiente de variación CV= 0,101), teniendo una tasa de crecimiento anual de 8,2% (Bettridge et al. ,2015; Calambokidis y Barlow, 2020). En el caso del DPS centroamericano se han registrado de 1.313 (CV = 0,167) a 1.601 individuos (CV= 0,166), con una tasa de crecimiento anual del 1,6 % (Curtis et al., 2022).

En el DPS sudamericano se estimó una abundancia de 6.504 individuos (CV = 0,21) utilizando igualmente el método de captura-recaptura (Félix et al., 2020). Además, mediante el uso de un modelo Bayesiano que considera la tasa de captura y los datos de abundancia recolectados con marca-recaptura mediante foto ID, se ha calculado un incremento de la población. Considerando la recuperación de la especie en un escenario en el que no exista ningún individuo cazado, se ha estimado un aumento de entre los 8.300 a 8.900 individuos para el 2020 y de 9.500 a 9.700 individuos para el 2030 para el DPS sudamericano (Johnston et al., 2020).

Identificación de usos y presiones

Uso y presiones directas

Tráfico marino

El incremento en tráfico marino es considerado una de las mayores amenazas para las ballenas debido a la alta frecuencia de colisiones y la generación de contaminación acústica, factores que hacen que las ballenas sean altamente vulnerables a ataques letales o lesiones graves (Laist et al., 2001; Guzmán et al., 2013; IWC, 2014). Después de la ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*), la ballena jorobada es la especie de ballena barbada que sufre más colisiones con embarcaciones a nivel global (Van Waerebeek y Leaper, 2008). Esta incidencia se ha dado con múltiples tipos de embarcaciones, pero es más frecuente que ocurra con barcos navales, barcos de carga y barcos viajando a más de 15 nudos (Ávila et al., 2017). Hasta la fecha, en el hemisferio sur solo se han documentado muertes por colisión en Ecuador y Colombia (Alzueta et al., 2001; Félix y Van Waerebeek, 2005; Van Waerebeek et al., 2007).

La relación entre el efecto del tráfico marino y las ballenas jorobadas ha sido estudiada en Colombia (Ávila et al., 2017), Ecuador (Scheidat et al., 2004) y Panamá (Guzmán et al., 2013). Estos estudios han revelado cambios en la abundancia de madres y crías, en la distribución espacial y en la tasa de retorno a largo plazo (Ávila et al., 2017). Esta información se obtiene a través del análisis de movimiento de ballenas jorobadas que se superponen con las rutas de embarcaciones (Guzmán et al., 2013), mediante modelos lineales generalizados que evalúan la relación entre la densidad de ballenas y la velocidad y tamaño del tráfico marino asociado (Ávila et al., 2017) y por medio de una comparación de comportamiento de individuos en presencia y ausencia de embarcaciones (Sheidat et al., 2004).

@RHuckle

Además de los golpes con embarcaciones, el tráfico marino también provoca contaminación sonora, la cual afecta a todas las especies de cetáceos. Por ejemplo, mediante la recopilación de datos acústicos, se obtuvo el nivel de contaminación acústica causado por embarcaciones turísticas en el Golfo de Tribugá, Colombia, donde la comunicación entre ballenas jorobadas puede estar reducida hasta un 63% ante la presencia de una embarcación pequeña (Rey-Baquero et al., 2021).

Pesca incidental

La pesca incidental puede causar mortalidad y enredamiento de individuos de ballena jorobada. En el 2020, se registró a la ballena jorobada como el cetáceo con mayor número de enredamientos (NOAA, 2020), los cuales pueden causar debilidad, heridas graves o incluso la muerte del animal (Costanza et al., 2021).

En el PET, se conoce la incidencia de pesca incidental para el DPS norteamericano, mientras que la población centroamericana es poco estudiada (Álava et al., 2012; Hanson et al., 2019). Sin embargo, se ha registrado que en cada DPS la proporción de enredamientos varía, la DPS mexicana tiene una proporción alta de enredamientos, especialmente en Panamá, el sur de California y San Francisco (Hanson et al., 2019). Para el DPS sudamericano, en Ecuador se conoce que anualmente el 0,53% de la población es capturada incidentalmente en redes de pesca, lo que equivale a una mortalidad de 15 a 33 individuos por año (Álava et al., 2012). En Colombia, de 24 individuos estudiados se detectó que el 57,3% murieron a causa de embarcaciones pesqueras ya sea por colisiones o enredamientos (Capella et al., 2001). Ambos valores se obtienen mediante el número de individuos que presentan cicatrices en la parte posterior del cuerpo (Alzueta et al., 2001, Álava et al., 2012). En Perú, se sabe que los individuos de ballena jorobada se ven afectados en zonas costeras, siendo las redes de pesca el arte que representa mayor amenaza. Estos datos se obtuvieron mediante un análisis de riesgo de pesca incidental, que permite crear un marco conceptual a partir de datos escasos de la pesquería, incorporando la opinión de expertos y entrevistas con la comunidad local (Costanza et al., 2021).

Mal manejo de turismo

A nivel global, el turismo centrado en avistamiento de ballenas genera más de 2 billones de dólares alrededor de 119 países (Amrein et al., 2020). En el PET, el turismo de avistamiento de cetáceos representa una importante fuente económica, convirtiéndose en una de las actividades principales de las comunidades costeras de la región (Hoyt e Iñiguez, 2008). Para el año 2008, se registró un gran número de embarcaciones pequeñas utilizadas para esta actividad en México (425), Costa Rica (76), Panama (81), Colombia (125), Ecuador (119) y Perú (12) (Hoyt e Iñiguez, 2008). Esto representa un total de 886.679 tursitas al año, que generan una ganacia de 79,4 millones de USD en precios de tickets y 278,1 millones de USD en total. A pesar de sus beneficios económicos, la actividad turística puede tener un resultado negativo si no se realiza con el control adecuado.

Para entender el impacto de embarcaciones turísticas en las poblaciones de ballena jorobada que habitan en el PET, se ha evaluado la influencia de la densidad de botes en el comportamiento de los individuos. Mediante varios estudios realizados en la región, se ha descubierto que las embarcaciones turísticas ocasionan cambios temporales en el comportamiento, como cambios de ruta, velocidad de nado, alteraciones en el número promedio de soplos, tiempo de descanso e incluso cambios en la socialización (Amrein et al.; 2020; Clapham, 2000; Florez-Gonzalez et al., 2007; Ballesteros, 2002; Ávila et al., 2015). Además de dichos cambios de comportamiento, se incrementa el riesgo de colisión (Guzmán et al., 2013) y se aumenta el uso de energía para evitar a las embarcaciones (Stamation et al., 2010; Schaffar et al., 2013; Fournet et al., 2018).

Usos y presiones indirectas

Cambio climático

Se ha descubierto que las ballenas jorobadas muestran sensibilidad al cambio climático, exhibiendo cambios en la abundancia, distribución, rango y temporalidad en sus migraciones, así como en la abundancia de presas (Fleming et al., 2016; Askin et al., 2017; Cartwright et al., 2019). Mediante un análisis de modelado para comprender el impacto que tendría un aumento de 2 °C en la temperatura, se predijo que las ballenas jorobadas y otras especies tendrán un desplazamiento hacia el sur y una contracción del hábitat. Este fenómeno ya se ha registrado en algunos individuos de ballena jorobada, quienes muestran una mayor presencia en el Ártico (Van Weelden et al., 2021).

En el PET, se han registrado únicamente cambios en la presencia y distribución durante eventos de El Niño, que han resultado en una disminución de individuos durante este fenómeno (Ramírez et al, 1985). Sin embargo, es necesario realizar más estudios para evaluar los efectos del cambio climático en las zonas de invernada pertenecientes a la región.

@RHuckle

Área de estudio

La ballena jorobada ocupa varias áreas del PET como zonas de invernada. Se conoce que el DPS mexicano ocupa el Archipiélago de Revillagigedo, una zona importante para el CMAR. El DPS Centroamericano abarca toda la extensión de Centroamérica hasta el sur de México y el DPS Sudamericano se encuentra desde la costa del norte de Perú hasta Costa Rica. Para contar con información relevante sobre la especie en el PET, es importante evaluar a la población en cualquiera de estas zonas de invernada, utilizando las mismas como área de estudio para los indicadores de cada DPS mencionado. Para cada DPS se propone un límite, el cual no marca impedimentos de movimiento o solapamiento entre cada población. Estos movimientos suelen ocurrir por cambios en las condiciones ambientales, sin embargo, se ha demostrado que esto no modifica la fidelidad a las regiones núcleo de invernada.

Indicadores de monitoreo

Con el fin de conocer la tendencia poblacional de ballena jorobada en el PET se utilizará como indicador de monitoreo el número de individuos correspondiente a cada área de estudio. El tamaño de cada población se obtendrá por medio de captura-recaptura con foto ID dependiendo del método de modelaje que los expertos seleccionen. El esfuerzo de monitoreo dependerá de los científicos asociados a la investigación de ballena jorobada [Tabla 12].

Además, se propone un nuevo indicador que no ha sido evaluado previamente, calculando la abundancia a través del número de avistamientos realizados desde embarcaciones turísticas [Tabla 12].

Tabla 12 Indicadores de monitoreo de M. novaeangliae.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo y periodicidad	Rango geográfico	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en la literatura
5.1	**Abundancia del DPS Pacífico Sureste**	*Número de individuos**	Análisis de foto identificación, obtenido del lado ventral de las aletas para obtener patrones de pigmentación, cicatrices y crestas que permitan identificar a un individuo. Las fotografías se pueden obtener mediante ciencia ciudadana o esfuerzos científicos de monitoreo. El análisis es revisado por un grupo de expertos para considerar a un individuo como capturado si fue capturado en un viaje y como recapturado si fue observado en más de un viaje. Los datos obtenidos se evalúan con modelos seleccionados por los expertos.	DPS Pacífico Sureste	Fernando Félix	5.495 individuos; CV=0,21 (Félix et al., 2020)
5.2	**Abundancia del DPS Centroamérica**	*Número de individuos**		DPS centroamericano	NOAA Alexandra Curtis	1.496 individuos; CV = 0,171 (Curtis et al., 2022)
5.3	**Abundancia del DPS México**	*Número de individuos**		DPS mexicano	NOAA Jorge Urban	3.477 individuos; CV = 0,101 (Calambokidis y Barlow, 2020; Curtis et al., 2022).
5.4	**Número de individuos avistados por embarcación por hora**	# individuos avistados /hora (por embarcación)*	Uso de bitácora para conteo de individuos avistado en embarcaciones turísticas en lugares populares de avistamiento. Generación de bitácoras con el apoyo de operadores o personal de embarcación. Análisis estadístico anual por sitio de buceo con Mann- Whitney U o ANOVA y análisis de regresión lineal cada 5 años.	1.Colombia 2.Ecuador 3.Norte de Perú	Por definir	No disponible

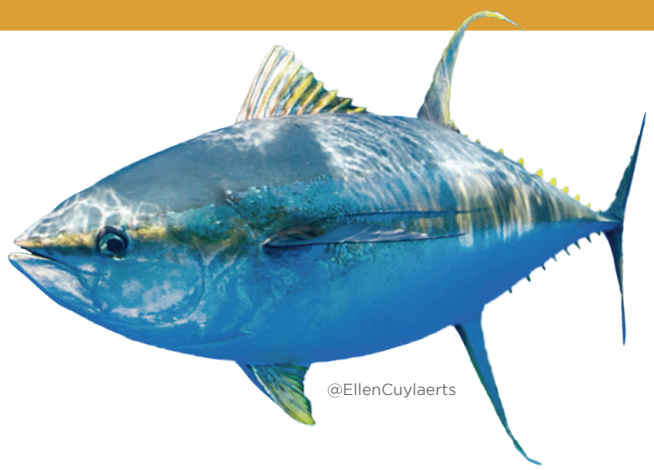
**Incluir el valor de variación pertinente (desviación estándar, coeficiente de variación, varianza, etc.)*

ATÚN ALETA AMARILLA

Thunnus albacares

LC

Menor Preocupación



El atún aleta amarilla se encuentra desde el Golfo de California hasta Perú, incluyendo todas las islas oceánicas de la región. Su población en la región se maneja dentro de los límites establecidos por la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), entre los 40° Norte y 40° Sur y 150° Oeste como límite occidental. Esta especie representa un alto interés económico y comercial para el PET. Mediante la recopilación de datos pesqueros, se ha determinado que no existe sobreexplotación u sobrepesca de atún aleta amarilla en la región del PET.

#	INDICADORES DE MONITOREO	TÉCNICAS DE MONITOREO
6.1 6.2 6.3	Captura relativa en peso en pesca de cerco no asociada, pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes, asociada a delfines	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o autoridad pesquera. Evaluación del arte de pesca asociado según cada indicador para la obtención de captura relativa en peso, captura relativa por lance y talla relativa promedio.
6.4 6.5 6.6	Captura por lance relativa en pesca de cerco no asociada, pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes, asociada a delfines	
6.7 6.8 6.9	Talla relativa promedio en pesca de cerco no asociada, pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes, asociada a delfines	
6.10	Abundancia relativa basada en pesca en AMP	Colección de datos sistematizados de capturas obtenidas en áreas protegidas de la región donde se permite la pesca.
6.11	Abundancia relativa de basada en BRUVS pelágicos	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS pelágicos.

ATÚN ALETA AMARILLA

Introducción

El atún aleta amarilla, *Thunnus albacares* (Bonaterre 1788), es una especie pelágica altamente migratoria que se encuentra distribuida globalmente en aguas subtropicales y tropicales, principalmente entre los 40° Norte y los 40° Sur (Collete et al., 2021). En el PET, esta especie se encuentra desde el Golfo de California hasta Perú, incluyendo todas las islas oceánicas de la región (Collete et al., 2021). La población de esta especie en la región se maneja dentro de los límites establecidos por la CIAT, entre los 40° Norte y 40° Sur y 150° Oeste como límite occidental.

El atún aleta amarilla es un depredador tope que prefiere aguas con temperaturas entre los 18 a 31° C y desde los 0 a los 100 m de profundidad; sin embargo, se han registrado individuos que alcanzan hasta los 1.600 m (Dagorn et al., 2006; Collete et al., 2021). La especie permanece la mayor parte del tiempo sobre la termoclina y realiza buceos frecuentes a aguas profundas entre los 150 y 250 m (Schaefer et al. 2011, Schaefer et al. 2014). Esta especie tolera bajas temperaturas y bajas concentraciones de oxígeno, lo que le permite cazar a sus presas a lo largo de la columna de agua (Schaefer et al., 2011; Schaefer et al., 2014).

El atún aleta amarilla se agrega en cardúmenes grandes, ya sean de la misma especie o de múltiples especies, y se asocia principalmente a objetos flotantes; estas características son utilizadas para su pesca (Schaefer et al., 2011). La pesca comercial de esta especie tiene un alto valor económico, generando mundialmente alrededor de 15 mil millones de dólares (McKinney et al., 2020). Es capturado por varios artes de pesca incluyendo redes de cerco, palangre oceánico, redes de enmalle, entre otros; siendo la red de cerco el arte que representa el mayor volumen de captura (Collete y Graves, 2019).

El aumento de capacidad y eficiencia de las embarcaciones pesqueras ha provocado una creciente preocupación por especies de alto interés económico y comercial, como el atún aleta amarilla (Collete y Graves 2019). La mortalidad y la captura de individuos inmaduros del atún aleta amarilla ha incrementado con el paso de los años, ocasionando la reducción de su rendimiento poblacional máximo (Collete y Graves, 2019). Estas presiones, junto con la falta de medidas de conservación en la región, destacan la necesidad de implementar un plan de monitoreo regional para el atún aleta amarilla en el PET.

Objetivo general

Desarrollar un plan de monitoreo para evaluar fluctuaciones en la tendencia poblacional del atún aleta amarilla en el Pacífico Este Tropical.

Objetivos específicos

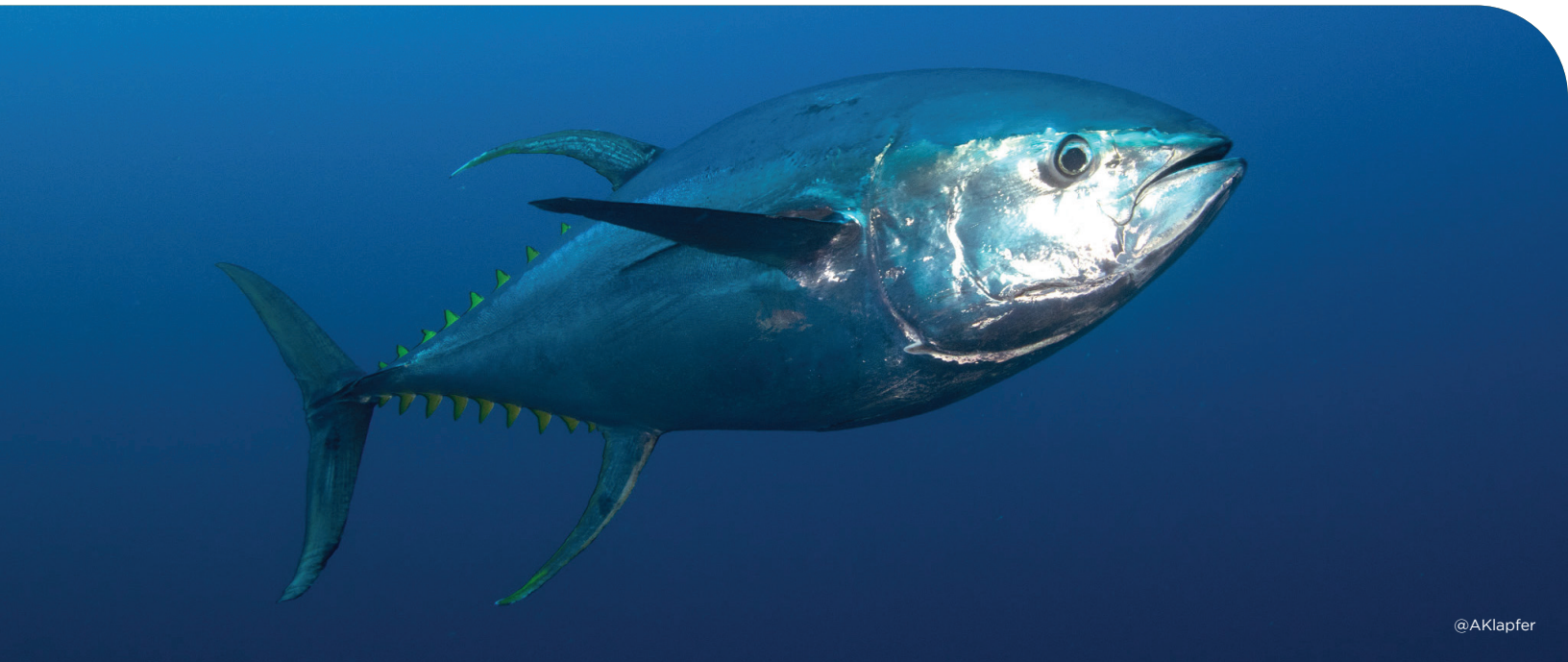
- Describir las presiones que enfrenta el atún aleta amarilla en la región.
- Resumir las actividades de monitoreo poblacional del atún aleta amarilla que se llevan a cabo en el PET.
- Proponer indicadores estandarizados que permitan evaluar la tendencia poblacional del atún aleta amarilla en la región.

El atún aleta amarilla se caracteriza por poseer una amplia distribución, un crecimiento rápido y una alta productividad. Pueden alcanzar hasta los 18 años de longevidad y la madurez sexual se alcanza a los 2,4 años (Collette et al., 2019). Estas características permiten a la especie una recuperación relativamente rápida. Sin embargo, la pesca de esta especie ya sea de individuos adultos o juveniles, sigue en aumento, indicando una presión constante sobre la población.

Estado de conservación

LC

El estado de conservación del atún aleta amarilla fue evaluado por primera vez por la UICN en 1996 clasificándolo como una especie de "Preocupación menor". En la actualidad, la población se ha recuperado desde la evaluación del 2011 que clasificaba a la especie como "Casi amenazada", pasando a ser clasificada nuevamente como de "Preocupación menor".



@AKlapfer

Marco normativo

Instrumentos internacionales

El atún aleta amarilla está considerado como una especie altamente migratoria bajo la CONVEMAR y su stock está controlado por la CIAT, organismo encargado de evitar la sobreexplotación y la sobrepesca de esta especie.

Instrumentos nacionales

Existen distintas medidas legislativas nacionales adoptadas a lo largo de la región del PET para el manejo del atún aleta amarilla. En Ecuador y México se implementa una veda temporal para la captura de esta especie. En Ecuador, esta veda está diseñada para embarcaciones de cerco con capacidad mayor a 182 toneladas métricas. En las Islas Galápagos existe un cierre de áreas en las zonas del oeste, así como un límite en el número de dispositivos agregadores de pesca que puede usar cada embarcación pesquera (DAP). En México se implementa un plan de manejo pesquero para atún aleta amarilla, siendo este el único plan nacional existente en la región. Por otro lado, Costa Rica prohíbe el uso de DAP artificiales dentro de sus aguas jurisdiccionales.

Estado actual de monitoreo de atún aleta amarilla en el PET

La población del atún aleta amarilla ha disminuido globalmente en la última década, oscilando entre el 8% y el 17%, además existe un alto nivel de sobrepesca únicamente en el Océano Índico (Collette et al., 2021). En el PET, desde la década de los años sesenta, se han registrado grandes cambios de esfuerzo pesquero y variaciones en la selectividad. En el periodo de 2014 al 2018 se registró una captura de 247.000 toneladas métricas anuales (Collette et al., 2021), y en el 2022 se capturaron alrededor de 298.600 toneladas métricas (CIAT, 2022). Mediante la recopilación de estos datos pesqueros, se ha determinado que no existe sobreexplotación u sobrepesca de atún aleta amarilla en la región del PET (ISSF 2023, CIAT 2020).

En 2020, la CIAT realizó una evaluación comparativa de análisis de riesgo usando 48 modelos como parte de una evaluación de stock. Esta evaluación determinó que existe una baja probabilidad de que la biomasa reproductora esté por debajo del rendimiento máximo sostenible y que los cálculos de mortalidad actuales también están por debajo de la mortalidad máxima sostenible. En consecuencia, se llegó a la conclusión de que la especie no está siendo sobreexplotada y que no existe sobrepesca.

En el 2023, la CIAT actualizó sus indicadores de estado de stock del atún aleta amarilla debido al incremento en el uso de DAP, que ha ocasionado que la mortalidad aumente desde el año 2000 (CIAT, 2023). Según los indicadores de estado de stock, se sugiere que todas las especies de atún han experimentado una mayor mortalidad ocasionada por el uso de los DAP (Xu, 2023). En el año 2022, se registró el mayor número de capturas por DAP, aumentado en un 67,5% del 2021 al 2022 (Xu, 2023). La captura por lance y la talla promedio muestran una disminución en la tendencia del 2000 al 2015, indicadores que permanecen estables desde el último año. Por otro lado, otros indicadores evaluados no muestran un aumento en la mortalidad por pesca en la red de cerco asociada a delfines y el palangre (Xu, 2023).

Además, se han realizado censos visuales submarinos en el Parque Nacional Isla del Coco para evaluar la relación entre la abundancia de atún y distintas variables ambientales. Se ha encontrado que la abundancia se asocia a temperaturas más altas y a mayor concentración de clorofila a (Gonzáles-Andrés et al. 2016).

@FLara

Identificación de usos y presiones

Usos y presiones directas

Sobreexplotación y sobrepesca

La sobrecapacidad pesquera es un problema que amenaza a la sostenibilidad, debido a que la sobrepesca representa un alto riesgo para las especies marinas comerciales. El atún aleta amarilla se considera una de las especies con mayor número de capturas a nivel mundial (Minte- Vera et al., 2019; Collette et al., 2021). El PET alberga una de las pesquerías de atún aleta amarilla más grandes del mundo, donde se han registrado valores variables de captura a través de los años (CIAT, 2015). En el año 2002, se registró un máximo histórico de captura de 439.319 toneladas métricas, seguido por una disminución sustancial hasta el 2006, llegando a una captura de 178.982 toneladas métricas. A partir de allí los niveles de captura han ido en aumento, con un valor de 298.600 toneladas métricas para el 2022 (CIAT, 2023).

A partir de estos datos, se revela una problemática común: la sobrecapacidad de las embarcaciones pesqueras, evento que ha ocasionado un continuo aumento en el esfuerzo pesquero (WWF, 2017). En el 2017, surgió una creciente preocupación por la población del atún aleta amarilla debido a una disminución en los niveles de biomasa (Bucaram, 2017). La capacidad de la flota atunera, tanto cerquera como palangrera, afecta la salud de las poblaciones y la rentabilidad de la industria debido a su constante aumento (WWF, 2017). Además, las fluctuaciones en los niveles de captura pueden atribuirse a una falta de control y monitoreo. En la Reserva Marina Galápagos (RMG) se ha registrado que una cantidad significativa de la captura desembarcada no está siendo monitoreada, especialmente aquella destinada al consumo local (Ramírez y Reyes, 2015).

Aunque la última evaluación de la CIAT en el 2021 refleja que no existe sobreexplotación o sobrepesca en la región, la actividad pesquera crecerá si no se toman medidas de control y manejo necesarias. La evaluación realizada por la CIAT se basa en un análisis de evaluación de población de modelo integrado, donde se refleja el tamaño de biomasa reproductora y la mortalidad de pesca relacionada al máximo rendimiento sostenible de la especie. Un cambio en estos valores puede conducir a descensos en la salud de la población de atún aleta amarilla. Además de representar una problemática a los hábitats pelágicos de la región, el descenso de la población también podría ocasionar problemas en las poblaciones humanas locales que dependen de le pesca.

Área de estudio

El área de estudio para los indicadores de atún aleta amarilla será las zona delimitada por la CIAT, dentro del OPO (Oriental Pacific Ocean), por sus siglas en inglés. La CIAT ha estado trabajando en esta zona desde 1950, que abarca desde el paralelo 50° N hasta su intersección con el meriadiano 150° O, dirigiéndose hasta los 50° S. Dependiendo el arte de pesca utilizado, la CIAT divide al área correspendiente según la definición de las pesquerías [Figura 11].

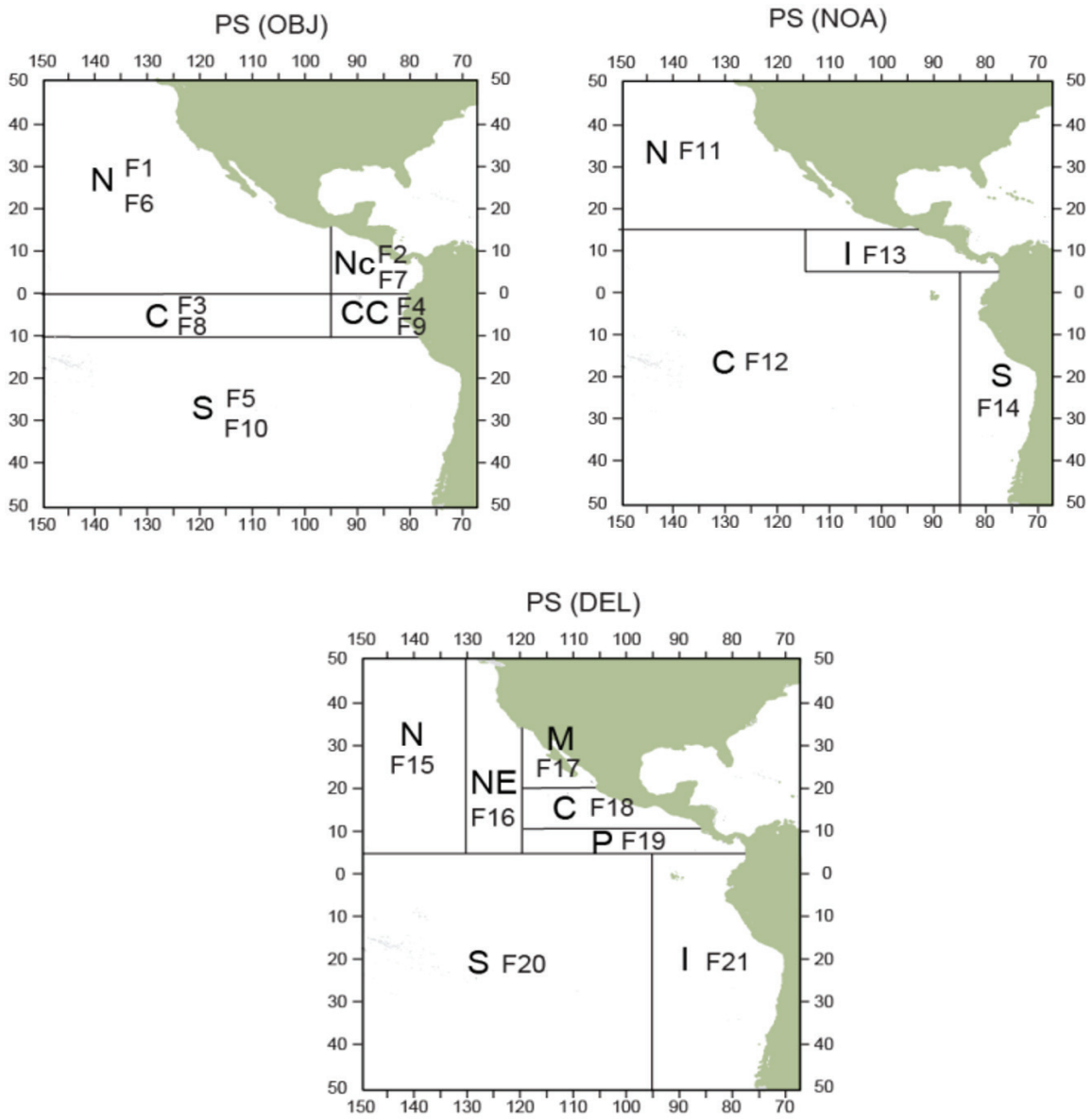
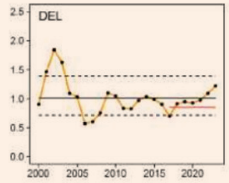
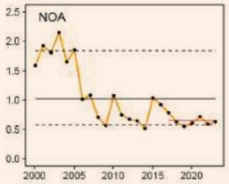
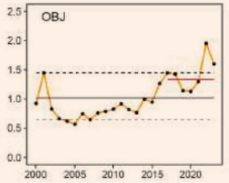
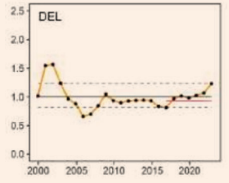


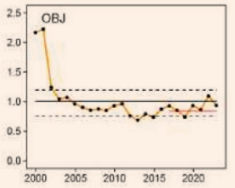
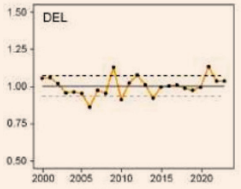
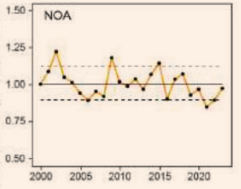
Figura 11. *Áreas correspondientes a la definición de pesquería dentro del OPO. Tomado de Minte-Vera et al. (2019).*

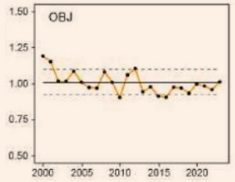
Indicadores de monitoreo

Para comprender cambios en la tendencia poblacional del atún aleta amarilla, se seleccionaron 11 indicadores de monitoreo. Con el apoyo de organizaciones como la CIAT y los Ministerios de Pesca de cada país del PET se podrá obtener la captura relativa cerquera en peso por arte de pesca, la captura relativa cerquera por lance y por tipo de arte de pesca y la talla promedio en la pesca de cerco por tipo de arte pesquero [Tabla 13]. El resultado de cada indicador podría proporcionar información necesaria para determinar las medidas de manejo, tanto locales como regionales, que son necesarias para asegurar la preservación de la especie.

Tabla 13 Indicadores de monitoreo de atún aleta amarilla Thunnus albacares.

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
6.1	**Captura relativa en peso en pesca de cerco asociada a delfines**	*Captura relativa en peso (t)*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco asociada a delfines por medio de CIAT o Ministerios de Pesca. Evaluación de la pesca de cerco asociada a delfines para obtener la captura relativa en peso.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023
6.2	**Captura relativa en peso en pesca de cerco no asociada**	*Captura relativa en peso (t)*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o Ministerios de Pesca. Evaluación de la pesca no asociada para obtener la captura relativa en peso.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023
6.3	**Captura relativa en peso en pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes**	*Captura relativa en peso (t)*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o Ministerios de Pesca. Evaluación de la pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes para obtener la captura relativa en peso.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023
6.4	**Captura por lance relativa en pesca de cerco asociada a delfines**	Captura relativa por lance	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o Ministerios de Pesca. Evaluación de la pesca de cerco asociada a delfines para obtener la captura relativa por lance.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
6.5	**Captura por lance relativa en pesca de cerco no asociada**	*Captura relativa por lance*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o autoridad pesquera. Evaluación de la pesca no asociada para obtener la captura relativa por lance.	Figura 11	CIAT	CIAT, 2023
6.6	**Captura por lance relativa en pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes**	*Captura relativa por lance*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o autoridad pesquera. Evaluación de la pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes para obtener la captura relativa por lance.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023
6.7	**Talla relativa promedio en pesca de cerco asociada a delfines**	*Talla relativa promedio (cm)*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o autoridad pesquera. Evaluación de la pesca de cerco asociada a delfines para obtener la talla relativa promedio.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023
6.8	**Talla relativa promedio en pesca de cerco no asociada**	*Talla relativa promedio (cm)*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o autoridad pesquera. Evaluación de la pesca de cerco no asociada para obtener la talla relativa promedio.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023

N°	Indicadores de monitoreo	Métrica	Técnicas de monitoreo	Área de estudio	Responsables sugeridos	Valor línea base basado en literatura
6.9	**Talla relativa promedio en pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes**	*Talla relativa promedio (cm)*	Obtención y análisis de datos en pesquería de cerco por medio de CIAT o autoridad pesquera. Evaluación de la pesca de cerco asociada a dispositivos flotantes para obtener la talla relativa promedio.	Figura 11	CIAT	 CIAT, 2023
6.10	**Abundancia relativa basada en pesca en AMP**	*Captura por unidad de esfuerzo**	Colección de datos sistematizados de capturas obtenidas con la colaboración de áreas protegidas de la región donde se permite la pesca.	1.RMG 2. Cocos Bicentenario 3. Yurupari-Malpelo	1. PNG 2.INCOPESCA 3.AUNAP	-Islas Galápagos (Vera et al., 2023): 4,5 individuos por día (2016) 4,7 individuos por día (2017) 5 individuos por día (2018) 3,67 individuos por día (2019)
6.11	**Abundancia relativa de basada en BRUVS pelágicos**	*Promedio de abundancia relativa (MaxN hr-^{1})**	Uso estandarizado de estéreo o mono BRUVS pelágicos para obtención de valor promedio de MaxN (número máximo de individuos observados juntos en una misma toma del video / horas de grabación), evaluados en ambientes pelágicos.	1. PNIC 2.Complejo Darwin/Wolf 3. Santuario de Flora y Fauna Malpelo 4. PN Revillagigedo 5. Isla Coiba	1. UCR 2. USFQ 3. Fundación Malpelo y PNC 4. Pelagios Kakunjá 5. Smithsonian Institute	No disponible

**Incluir el valor de variación pertinente (desviación estándar, coeficiente de variación, varianza, etc.)*

8. ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE INDICADORES

Sistema de análisis y recolección de datos

El análisis y recolección de datos se llevará a cabo mediante un responsable por área de estudio, que será designado por el CMAR. El responsable debe ser el encargado de recopilar y proporcionar los datos correspondientes a cada indicador. En caso de que más organizaciones o instituciones quieran aportar al trabajo provisto por el responsable, y así sumar el esfuerzo, deberán contactarse con el mismo para coordinar esfuerzos y lograr una estandarización correcta. Cada institución participante será directamente responsable de la recolección y procesamiento de los datos dentro de su ámbito de acción, siguiendo los estándares y protocolos definidos en el plan. La coordinación con cada responsable se llevará a cabo en el 2025, estableciendo un compromiso mutuo para garantizar la entrega de la información de monitoreo de manera continua y consistente año tras año.

Si la institución no es capaz de realizar el análisis de datos y únicamente la recolecta de los mismos, se podrá analizar la posibilidad de una recaudación de fondos para contratar a un responsable para el análisis.

Todos los datos recopilados serán publicados en la plataforma virtual Marine Manager de Global Fishing Watch, que desarrollará el proyecto para el 2026. Esta plataforma será la responsable de mostrar los resultados de la evaluación de datos de monitoreo recolectados hasta la fecha y tendrá como objetivo centralizar y visualizar la información, facilitando el acceso de los datos y promoviendo la importancia de realizar esfuerzos regionales. Esta plataforma ayudará a observar cambios en los indicadores de monitoreo. Al centralizar los datos históricos de monitoreo de especies, la plataforma revelará fluctuaciones en la tendencia poblacional de especies, un desafío actual para muchos países del PET. El objetivo final es que esta plataforma ayude a tomar medidas regionales de conservación o manejo mediante la visualización de los datos proporcionados.

@MCambra

Evaluación de indicadores de monitoreo

Las métricas anuales obtenidas pueden ser combinadas por año y por sitio. Para su evaluación se deberá calcular su promedio por año y sitio seleccionado. Para determinar si existen patrones o cambios o en la tendencia poblacional de una especie temporalmente, se podrán realizar los siguientes tipos de comparaciones según la cantidad y tipo de datos disponibles:

1. Comparacion Año X versus Año X-1 (valor línea base): en este escenario, se busca identificar cambios en los indicadores de monitoreo comparando únicamente 2 años de datos, considerado el año 1 como la línea base. Este enfoque permite detectar variaciones en la población en caso de que los datos sean escasos.

2. Comparación de línea base (set de datos > 2 años) con el año actual: el análisis permite tener un análisis más robusto al tener un set de datos línea base más amplio. Este enfoque permite entender variaciones interanuales y determinar si los cambios son consistentes a lo largo del tiempo.

3. Evaluación poblacional continua mínima de 5 años a 10 años según la especie, para determinar tendencias poblacionales: para determinar si existe un aumento o disminución en la población, se necesita realizar un monitoreo a largo plazo. La comparación de periodos amplios de tiempo es fundamental para tomar decisiones acertadas en conservación y manejo. La periodicidad se especifica en los capítulos designados a cada especie.

Para la comparación e interpretación de datos en los escenarios 1 y 2, se utilizará la metodología de calificación de indicadores de monitoreo conocida como Ámbito de Variación Permisible (AVP). Este índice es una estimación de cambios en la métrica anual de una especie con respecto a la métrica en un año o set considerado como “valor línea base”. Este valor debe estar sustentado bajo el análisis estadístico pertinente según lo indicado en este documento. Una vez se obtenga la métrica por año, valor de variación, y el análisis estadístico, se calculará un AVP del 1 al 3 [Tabla 14]. Si existe un aumento significativo en la métrica del indicador se asignaría un valor de 3, sugiriendo una posible mejora en el estado de conservación de la especie o población evaluada. Si no existen diferencias significativas en la métrica del indicador se asignaría un valor de 2, sugiriendo que el estado de conservación de la especie o población evaluada es estable. Si la métrica del indicador ha disminuido significativamente se asignaría un valor de 1, sugiriendo una disminución en el estado de conservación de la especie o población evaluada. La interpretación de los resultados obtenidos debe de ser realizada de forma cautelosa por el lector considerando los métodos de colecta de la información, el diseño de muestreo utilizado, las posibles causas asociadas a los resultados obtenidos, etc. En el último capítulo de este documento, se presentan las principales usos y presiones que podrían estar asociados con los resultados obtenidos para cada especie y los indicadores que podrían utilizarse en cada caso para determinar su efecto sobre las especies evaluadas.

El análisis estadístico por considerar es un análisis estadístico simple ya que se necesita saber únicamente si ha existido un cambio significativo a través del tiempo. Para la comparación estadística de los escenarios 1 y 2 se sugiere realizar la prueba t de Student o su alternativo no paramétrico, la prueba U de Mann-Whitney, dependiendo su distribución y variabilidad. La prueba t de Student se utiliza para comparar 2 grupos independientes cuya distribución es normal o cuando el tamaño de la muestra es pequeño, mientras que la prueba U de Mann-Whitney se utiliza cuando no se cumple el requisito de distribución normal para la comparación de dos grupos. Por el tipo de datos colectados, lo más posible es que los datos no sigan una distribución normal y por lo tanto se deba utilizar la prueba U de Mann-Whitney. Para el análisis de tendencias poblacionales, se sugiere el uso de una regresión lineal simple en el que se compara la evaluación de la métrica evaluada en el paso del tiempo. Si se quisiese relacionar la métrica evaluada de cada indicador con distintas variables ambientales, se sugiere el uso modelos lineales generalizados (GLM). En el caso de los indicadores 2.1 (uso de Jolly Seber) y 2.3 (uso de chi-cuadrado) se sugiere el uso de dos análisis estadísticos distintos debido a la métrica designada.

Tabla 14. *Calificación e interpretación de valores del Ámbito de Variación Permisible a obtener por indicador.*

Calificación	Resultado	Interpretación
3	Aumento significativo de la métrica evaluada	Sugiere una posible mejora en el estado de de conservación de la población
2	No hubo cambios significativos en la métrica evaluada	Sugiere que el estado de conservación de la población es estable
1	Disminución significativa de la métrica evaluada	Sugiere una disminución en el estado de conservación de la población

Ya que los indicadores varían entre las especies, a continuación, se muestra qué valor de AVP se podría obtener según la estadística utilizada

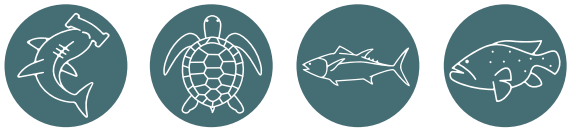
Tabla 15. *Posibles resultados de ámbito de variación permisible según la interpretación de los datos.*

Interpretación	Calificación AVP
Prueba t de Student: Existe un aumento significativo en el valor del indicador entre los años comparados y el valor de $p < 0,05$. **Mann-Whitney U:** Existe un aumento significativo en el valor del indicador entre los años comparados y el valor estadístico de Z es menor a -1,96 o mayor a 1,96.	3
Prueba t de Student: No existe una diferencia significativa en el valor del indicador entre los años comparados y el valor de $p>0,05$. **Mann-Whitney U:** No existe una diferencia significativa en el valor del indicador entre los años comparados y el valor estadístico de Z esta entre esta entre -1,96 y 1,96.	2
Prueba t de Student: Existe una disminución significativa en el valor del indicador entre los años comparados y el valor de $p< 0,05$. **Mann-Whitney U:** Existe una disminución significativa en el valor del indicador entre los años comparados y el valor estadístico de Z es menor a -1,96 o mayor a 1,96.	1

**Se considera a estos posibles resultados si es que el esfuerzo y las medidas de manejo no han variado durante los años. En caso contrario no se puede interpretar a estos datos dentro del ámbito de variación permisible.*

9. TÉCNICAS DE MONITOREO

Estéreo-BRUVS



¿Qué son?

Las cámaras remotas con carnada o BRUVS (Baited Remote Underwater Video Stations), son una herramienta utilizada para medir la abundancia relativa y tallas de especies en el área de estudio (Harvey et al. 2021).

Ventajas y aplicaciones

MaxN

Número máximo de individuos de una especie, observados en un solo marco de video.

Los BRUVS son una herramienta costo-efectiva que se utiliza para determinar qué especies están presentes en un área y así estimar la abundancia relativa de las mismas. El uso de cámaras remotas con carnada es una metodología no destructiva que posee bajo impacto ambiental y permite que no haya un efecto sobre el comportamiento de individuos (White et al. 2013). Además, al utilizar carnada, aumenta la probabilidad de detectar depredadores tope como el tiburón sedoso y otras especies (Harvey et al. 2021).

Además, la aplicación de estéreo BRUVS permite obtener tallas estimadas de una manera costo efectiva (Harvey et al. 2001a, Langlois et al. 2020), que superan las estimaciones realizadas por buzos (Harvey et al. 2001).

Esta herramienta nos permite conocer tendencias poblacionales por medio del cálculo de abundancia relativa (MaxN). Este valor se obtiene mediante el conteo de individuos por marco de video durante inmersión, técnica que permite que no exista una repetición entre individuos debido al análisis de video el cual evita un conteo repetitivo (Cappo et al. 2003).

Características y estandarización

Las estaciones de cámaras remotas dependen del tipo de sustrato donde se realice el estudio. Existen BRUVS pelágicos, de fondo y semi pelágicos. Para la estandarización de BRUVS se utilizará como referencia el “Protocolo para monitoreo pelágico utilizando BRUVS”, desarrollado por MigraMar (in prep.). Para ciertas especies prioritarias en este plan de monitoreo como tortuga verde y el atún aleta amarilla, se utilizarán BRUVS pelágicos cumpliendo parámetros específicos [Tabla 21,Figura 11], para el bacalao de Galápagos se utilizarán BRUVS de fondo o bentónicos [Tabla 22,Figura 11] y para el tiburón martillo se utilizarán ambas metodologías de BRUVS. Para estandarizar esta metodología es indispensable la estandarización en la calibración de los equipos, así como el análisis de videos siguiendo los protocolos estándares regionales.

Tabla 21. *Información relevante sobre el uso estandarizado de estéreo-BRUVS pelágicos.*

Estéreo BRUVS pelágicos
Diseño
Las estaciones pelágicas se realizan con una estructura triangular sin sistema de anclaje para que floten libremente en la columna de agua, a una profundidad determinada. El diseño de los estéreo-BRUVS pelágicos debe consistir en un par de cámaras colocadas en carcasas resistentes al agua, una base que sirva como marco para colocar las cámaras, un atrayente olfativo en forma de carnada, un dispositivo de sincronización y un sistema de suspensión (que consista en plomos que ejerzan peso, sogas y boyas) [Figura 12A].
Elementos del diseño experimental
-Diseño y estándares a cumplir o Se deben colocar 3 estaciones o BRUVS en cada línea dejando por lo menos una distancia de 200 m entre cada una [Figura 13]. o Las estaciones deben sumergirse a 10 metros de profundidad. o El número ideal de réplicas, es decir, lances de líneas de 3 estaciones, es de 32. Es decir, cada réplica considera una línea con 3 BRUVS (estaciones) [Figura 13]. o La distancia mínima entre líneas debe ser de 1 km. o Cada estación o BRUVS debe contener un código identificador, al igual que cada una de las cámaras, diferenciando cámara izquierda y derecha. o Es importante contar con GPS para anotar las coordenadas de cada estación. o Se debe colocar al menos un sensor de temperatura por línea, idealmente uno por cada estación o BRUVS. o El tiempo de despliegue de la línea debe ser de 2 horas, aunque se reconoce que las baterías de algunas cámaras pueden agotarse antes. o La cantidad de carnada (1.5 a 2 kg) es importante, sin embargo, puede variar dependiendo de la cantidad de días de la expedición debido a la capacidad de almacenaje de carnada. o Se debe trocear bien la carnada para que suelte sus aceites y sangre. **-Horario y tiempo** o Desde el amanecer hasta anochecer. o Se motiva intentar hacer tres lances de dos líneas cuando sea posible, por ejemplo, dos réplicas por la mañana y una por la tarde. Sin embargo, el número de réplicas puede variar según la zona de estudio, que debe ser delimitada por las personas a cargo de la investigación en cada país o Si se realizan dos lances de dos líneas cada uno (en total 4 líneas) diariamente, el número de réplicas se puede alcanzar en ocho días. **-Personal requerido** o Mínimo 3 personas más el capitán.
Recomendaciones
-Se deben seleccionar sitios permanentes que serán visitados a lo largo del monitoreo. -Debido a las diferencias en disponibilidad de especies en la región, se recomienda que sean especies de carne grasosa (aceitosa). Idealmente atún bonito o barrilete (*Katsuwonus pelamis*), atún negro (*Euthynnus lineatus*), sardinas, caballa, macarela o similares. -Usar un sistema de resorte y contrapeso para reducir el movimiento de la estructura, especialmente en ambientes pelágicos dónde hay mucho movimiento debido a las olas. -Un sistema de tres anclajes de cordón metálico a los tres ejes de la estructura del BRUVS funciona bien en ambientes con menos variación de oleaje, se debe probar en ambientes con más movimientos. -Tener baterías extra para las cámaras. -2TB de memoria externa proveerán espacio suficiente para 100 horas de video en alta resolución.

Fuente: SINAC, 2020; MigraMar in prep.

Tabla 22. *Información relevante sobre el uso estandarizado de estéreo-BRUVS bentónicos.*

Estéreo BRUVS bentónicos
Diseño
Las estaciones bentónicas se realizan con una estructura triangular que contiene pesos en el marco de la estructura para que se asienten sobre el fondo marino, esta se deposita en el bento desde la embarcación. El diseño de los estéreo-BRUVS de fondo debe consistir de un par de cámaras colocadas en carcasas resistentes al agua, una base que sirva como marco para colocar las cámaras, un atrayente olfativo en forma de carnada, un dispositivo de sincronización y boyas y un cabo para el despliegue e identificación desde la superficie [Figura 12B].
Elementos del diseño experimental
-Diseño y estándares a cumplir o El número mínimo recomendado de réplicas por sitio de monitoreo es de 32 réplicas por sitio y año o Mínimo de 300 metros de separación entre cámaras. o Se recomienda utilizar una boya pequeña en superficie que no provoque resistencia. o Cada estación o BRUVS debe contener un código identificador, al igual que cada una de las cámaras, diferenciando cámara izquierda y derecha. o Es importante contar con GPS para anotar las coordenadas de cada estación. o Se debe colocar al menos un sensor de temperatura por estación. o El tiempo de despliegue de la estación debe ser de 70 minutos, aunque se reconoce que las baterías de algunas cámaras pueden agotarse antes. o La cantidad de carnada (1 a 1.5 kg) es importante, sin embargo, puede variar dependiendo de la cantidad de días de la expedición debido a la capacidad de almacenaje de carnada. o Se debe trocear bien la carnada para que suelte sus aceites y sangre. o Mínimo 3 personas más el capitán. **-Horario y tiempo** o Desde el amanecer hasta anochecer. o Se motiva intentar hacer tres lances de dos líneas cuando sea posible, por ejemplo, dos réplicas por la mañana y una por la tarde. Sin embargo, el número de réplicas puede variar según la zona de estudio, que debe ser delimitada por las personas a cargo de la investigación en cada país o Si se realizan dos lances de dos líneas cada uno (en total 4 líneas) diariamente, el número de réplicas se puede alcanzar en ocho días. **-Personal requerido** o Mínimo 3 personas más el capitán.
Recomendaciones
-Debido a las diferencias en disponibilidad de especies en la región, se recomienda que sean especies de carne grasosa (aceitosa). Idealmente atún bonito o barrilete (*Katsuwonus pelamis*), atún negro (*Euthynnus lineatus*), sardinas, caballa, macarela o similares. -Tener baterías extra para las cámaras. -2TB de memoria externa proveerán espacio suficiente para 100 horas de video en alta resolución.

Fuente: SINAC, 2020.

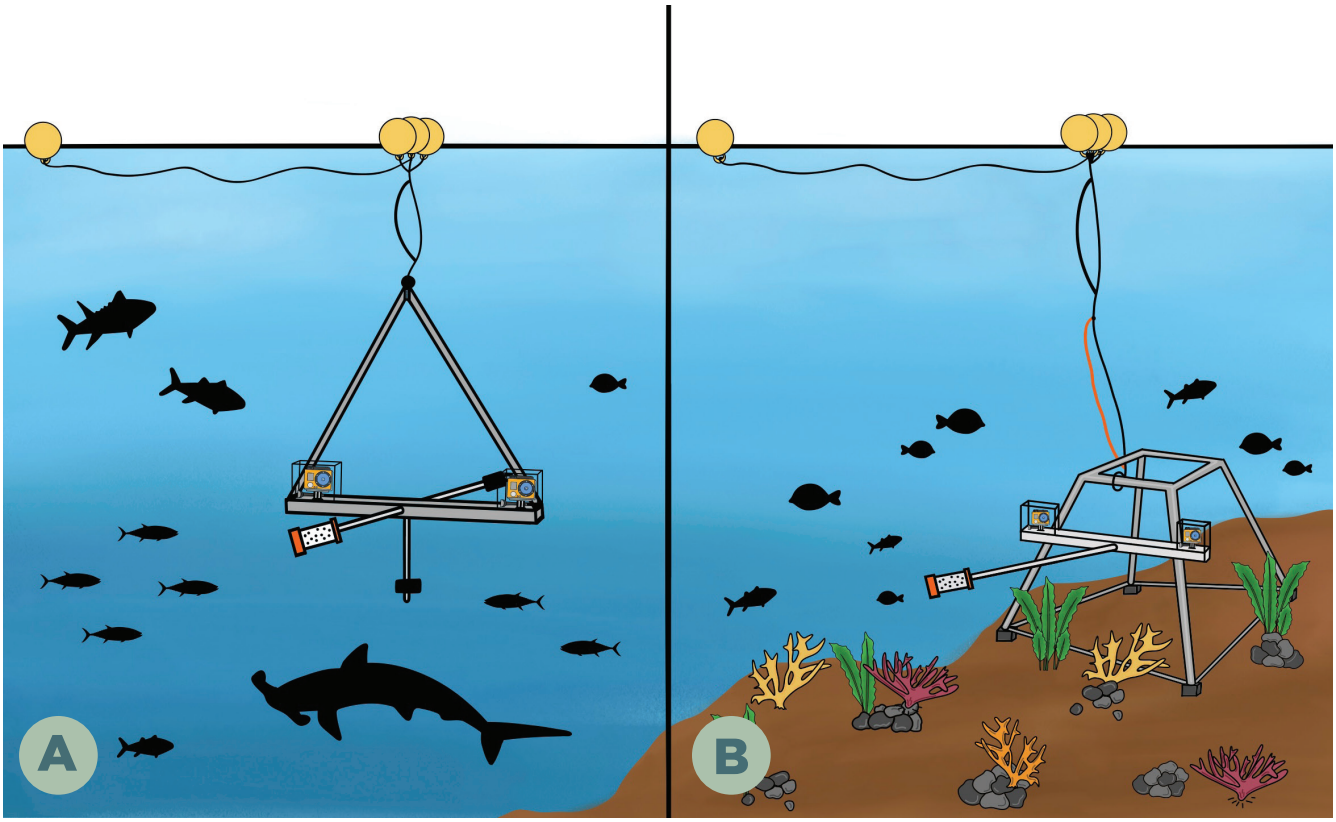


Figura 10. *Estructura de diseño de estéreo- BRUVS pelágicos y estéreo- BRUVS bentónicos.*

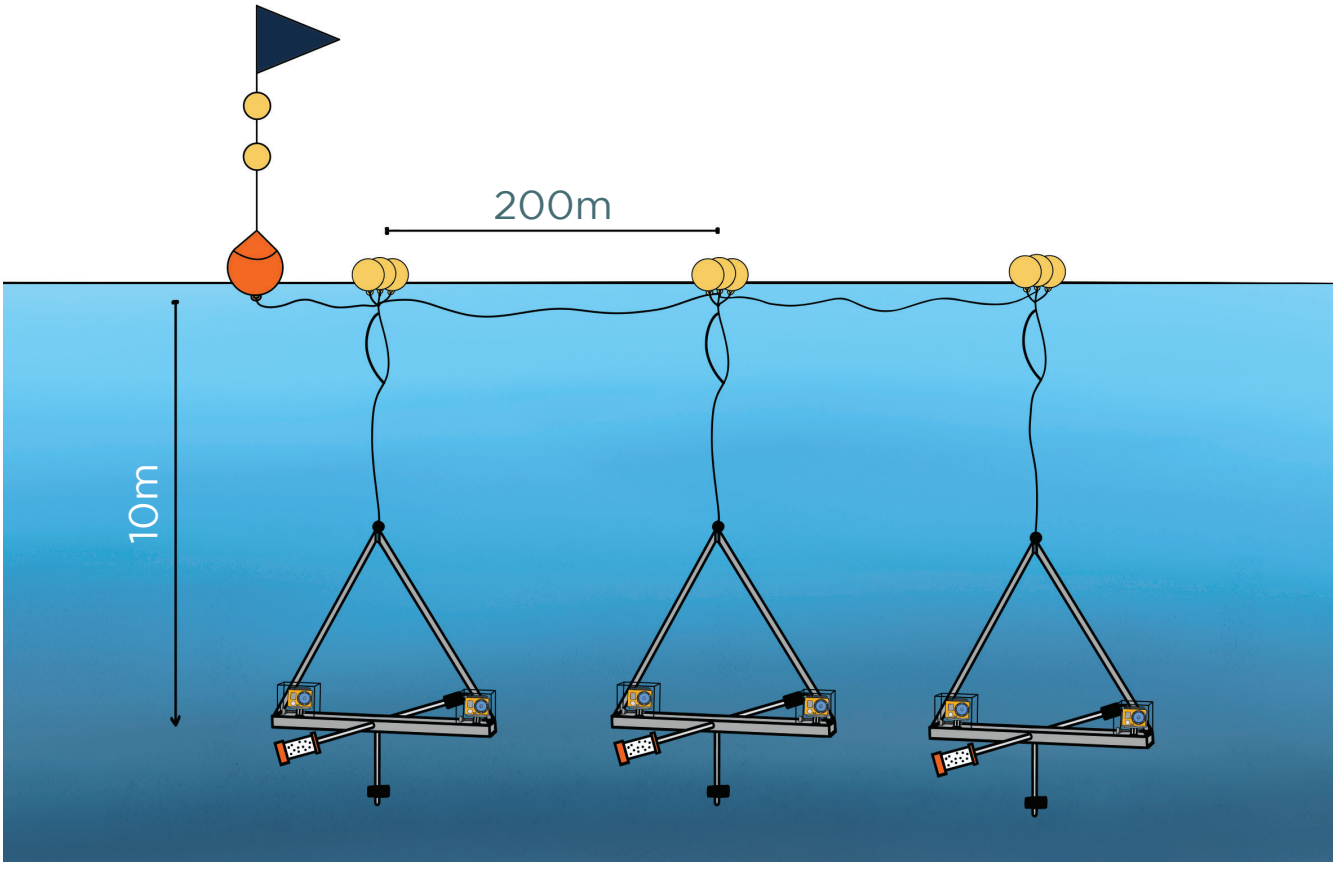
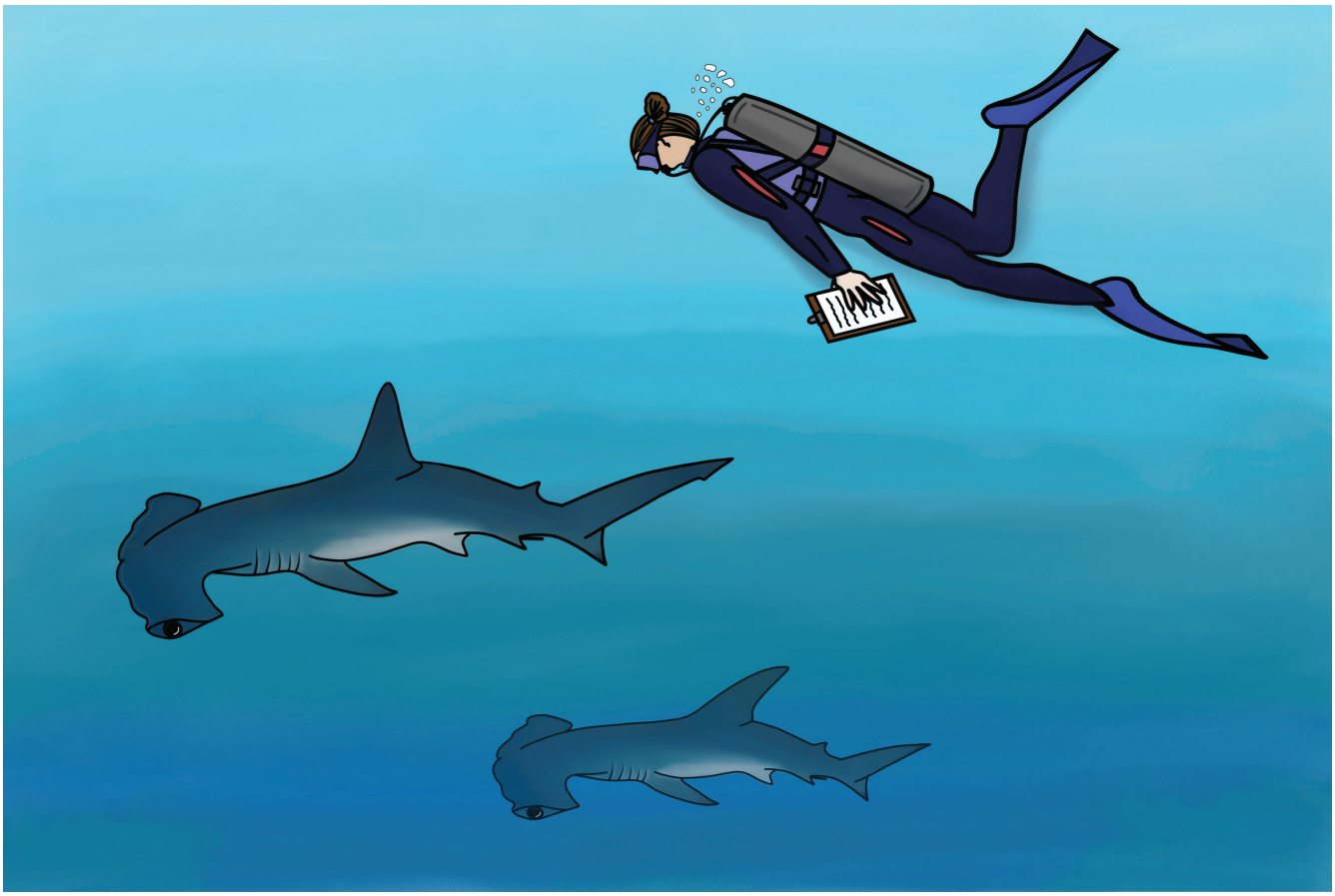


Figura 11. *Diseño y colocación de estaciones o BRUVS por línea.*

Censos visuales submarinos

¿Qué son?

Las bitácoras de buceo o logbooks son diarios en los cuales los buceadores registran detalles de cada una de sus inmersiones. Estos detalles incluyen información del sitio, como ubicación, fecha hora y profundidad alcanzada. También se pueden añadir el número y las especies marinas avistadas, así como su comportamiento.



Ventajas y aplicaciones

En el PET, existen empresas y turistas que viajan constantemente a sitios populares de buceo o snorkel concentrados dentro de AMP, este fenómeno podría permitir crear una base de datos para la estimación de tendencias poblacionales en el tiempo y cambios o la permanencia de abundancia relativa. La solidez de estos datos puede ser sustentada por la cantidad de observaciones que se realizan anualmente, teniendo en cuenta actividades de buceo o snorkel (Ward-Paige et al. 2010).

Características y estandarización

En el PET existen distintas metodologías para el conteo de individuos avistados por sitio de buceo, dichas metodologías nos permiten tener la abundancia relativa de ciertas especies por área con la ayuda de ciencia ciudadana.

A través de la aplicación SharkCount se genera una base de datos que proporciona el número de individuos avistados en actividades de buceo. Esta herramienta será seleccionada para aquellos sitios de estudio que no tengan bitácoras de buceo preestablecidas y estandarizadas (como es el caso de Isla del Coco y Malpelo).

Aunque no se pueda estandarizar el campo de visión de los participantes, se pueden establecer protocolos de toma de datos durante el buceo, los cuales ya están establecidos en la plataforma. Esta base de datos se completa una vez terminada la actividad, a través de un cuestionario simple que contiene el lugar de avistamiento, la fecha, el tiempo de sumersión, la cantidad de individuos avistados durante la sumersión, entre otros. Para la veracidad de análisis de datos se utilizarán aquellos récords realizados únicamente por científicos o divemasters (opción contemplada dentro de la plataforma). Una vez ingresados los datos a la aplicación, son recolectados de manera sistemática en una base de datos la cual debe ser revisada por posibles errores de transcripción. Con los datos obtenidos en dicha base se realizará el análisis de individuos avistado por buzo hora para cada especie seleccionada.

Ciencia ciudadana

La ciencia ciudadana es un método costo eficiente que permite el monitoreo de poblaciones de diferentes especies Funciona como una herramienta de alto valor que nos permitirá evaluar la salud de diversas especies por medio de censos visuales

En el caso de Isla Malpelo (Fundación Malpelo) y la Isla del Coco (Undersea Hunter), ya existe una estandarización definida por cada sitio. En ambos sitios, todos los datos tomados durante el tiempo de inmersión se recopilan por científicos o divemasters preparados en la identificación de especies. Con los datos obtenidos se realizará el análisis de individuos avistados por buzo hora para cada especie seleccionada en ambas áreas de estudio (White et al., 2015; Ladino et al., 2023).

En todas las ocasiones, sin importar la metodología, en caso de detectarse más de un individuo o si el conteo individual se dificulte, se debe registrar un valor aproximado, asumiendo que la inclinación de los datos será consistente entre muestreos. Además, ambas metodologías dependen de la socialización con agencias o embarcaciones turísticas en cada lugar de estudio, por medio de talleres u otras herramientas.

Captura por unidad de esfuerzo

¿Qué es?
La pesca sin fines comerciales que tiene como objetivo capturar una especie especifica, con el objeto de determinar ciertas características como su abundancia, fisiología, etc. Se puede obtener un valor de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), valor que representa la abundancia relativa de la especie capturada.

CPUE
La captura por unidad de esfuerzo es una métrica que considera el número de individuos capturados por el esfuerzo de pesa realizado. El esfuerzo se define por varios valores como las horas del arte de pesca en el agua, el largo de la red, número de anzuelos, etc.

Pesca con palangre de fondo para captura de tiburón martillo
Ventajas y aplicaciones
Ciertas especies de tiburón se agregan en zonas costeras para reproducción, parto y maduración (Heupel et al. 2007). En el caso del tiburón martillo, se ha descubierto que migran hacia la costa para dar a luz a sus crías (Heupel et al. 2007). Por esta razón se puede utilizar la pesca científica con el fin de entender la ecología de tiburones juveniles y el uso de zonas de crianza para una correcta evaluación de esta especie. Para obtener un valor de abundancia, se puede utilizar número de captura por unidad de esfuerzo que mida el esfuerzo en función al arte de pesca (Corgos y Rosende-Pereiro, 2022).

Características y estandarización
Para estandarizar esta metodología es importante establecer estandarización en el arte de pesca a utilizar, en este caso se utilizará el palangre de fondo ya que el tiempo de revisión y liberación debe ser corto, asegurándose la supervivencia de los ejemplares (Corgos y Rosende-Pereiro, 2022). La línea madre debe ser de nylon, debe tener un largo especifico definido por área de estudio, y un ancla y flotador a sus dos extremos. Se atan líneas pequeñas a la línea madre (con 10m de separación entre cada) compuestas de nylon, un eslabón giratorio, 2m de cordón de nylon y un anzuelo circular de tamaño 11/0 sin barba para reducir lesiones y la mortalidad de individuos [Figura 3] (Corgos y Rosende-Pereiro, 2022). Al anzuelo se le coloca carnada como: *Euthynnus lineauts, Dosidius gigas* o *Opisthonema libertate.*

La línea madre se debe desplegar después de la puesta de sol, y debe ser chequeada cada 15 minutos para la captura de individuos juveniles o neonatos. Entre cada línea debe existir al menos 300m de separación (Heithaus, 2007). Una vez hecho el despliegue se debe anotar el punto de captura a través de un GPS, la profundidad del área y el tipo de sustrato. Un lance se considera como cada proceso de despliegue y recogida de palangre. Es importante realizar este trabajo de manera rápida y concisa para evitar la muerte de cualquier individuo. Si el tiempo de revisión pasó los 15 minutos,

la probabilidad de supervivencia de los individuos disminuye, ya que los individuos juveniles tienen un tiempo de sobrevivencia máximo de 35 minutos (Corgos y Rosende-Pereiro, 2022). Además de la cantidad de individuos capturados, se pueden colectar datos biológicos como longitud total, estado de la cicatriz del cordón umbilical, sexo, entre otros.

En cada zona de crianza el despliegue de líneas varía dependiendo de su área. Para comprender el área de estudio, se puede tomar como referencia una división de cuadrantes de alrededor de 1 km^2 cada uno. Para saber dónde colocar las líneas se debe llevar a cabo un estudio piloto, donde se coloquen al menos dos líneas, al azar en cada cuadrante del área. Cada línea se sumerge por una hora, y, a partir de la información obtenida se escogen los sitios que vayan acorde al objetivo de la investigación [Figura 14]. Algunas características para tomar en cuenta en elección de estos sitios deben ser: accesibilidad, exposición al viento y corriente. Usando estos criterios se identifican los sitios de interés para un monitoreo a largo plazo.

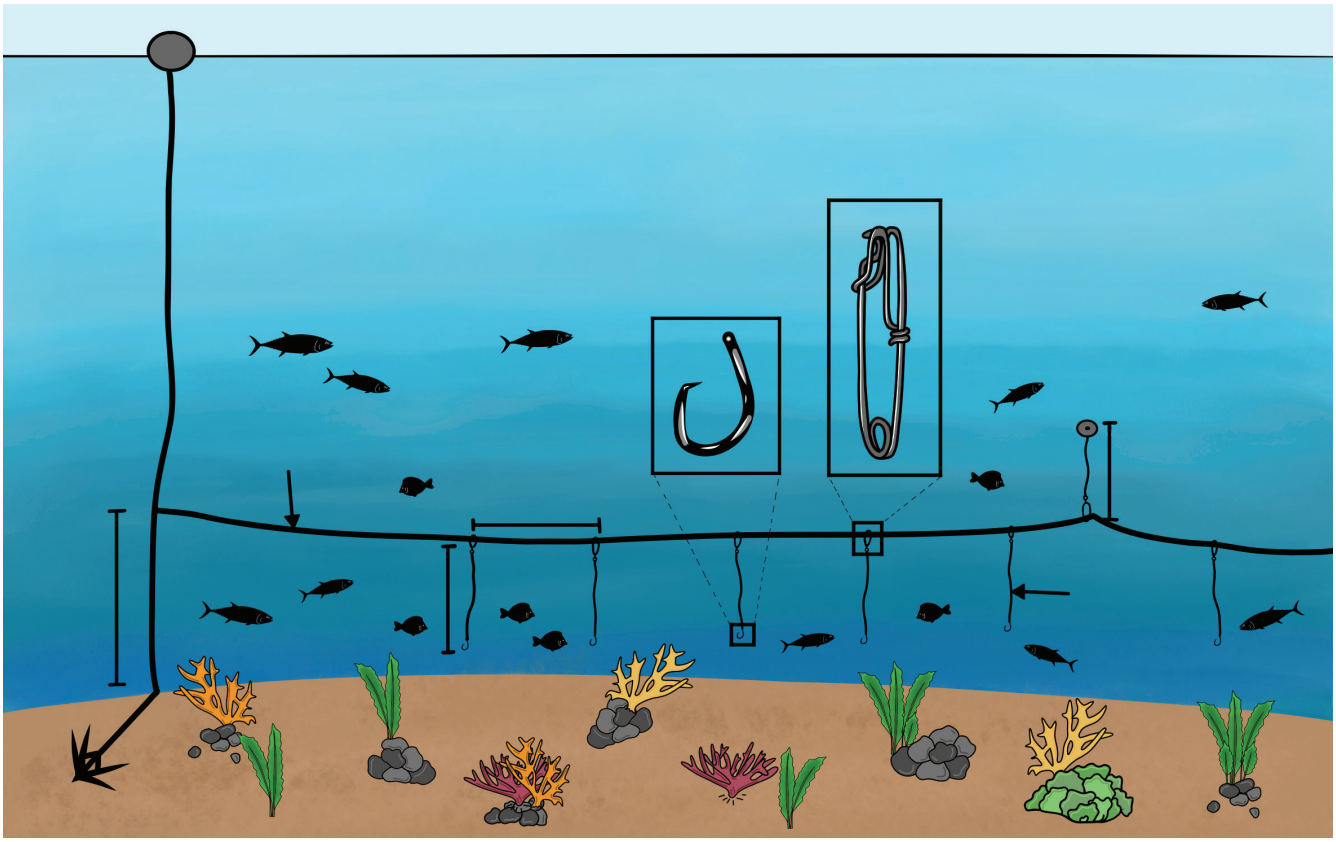


Figura 12. *Esquema de una línea de palangre.*

Pesca con red de enmalle para captura de tortuga verde

Ventajas y aplicaciones

La captura de tortuga verde en zonas de agregación permite obtener un valor de captura por unidad de esfuerzo, valor que permite conocer tendencias poblacionales de machos adultos, hembras anidadoras e individuos inmaduros. El conocimiento de individuos inmaduros y machos adultos es escaso debido a las dificultades de seguimiento a esta población debido a su amplia distribución. Por lo tanto, es de vital importancia utilizar esta metodología para el manejo y conservación de la tortuga verde.

Características y estandarización

La captura de individuos se realiza mediante una red de enmalle con una luz de malla de 50 a 100 cm, con plomos ligeros para evitar la mortalidad de algún individuo (Koch et al., 2007). La dimensión de la red puede variar dependiendo el área de estudio, sin embargo, se sugiere el uso de redes de 100 m de largo. Las redes se colocan en el agua en temporadas de marea muerta, ya sea en el día o en la noche. A partir del despliegue, se debe monitorear la red en intervalos de 0,5 a 2 horas para evitar que las tortugas se ahoguen (Hernández-Cruz, 2013; Avilés, 2018). Una vez capturados los individuos, éstos deben ser medidos y marcados para su posterior liberación en el mismo sitio durante fueron capturados. La toma de datos se puede llevar a cabo directamente en la embarcación o los individuos pueden ser trasladados a la costa, en un periodo no mayor a las 24 horas (López-Castro et al. 2010). Se debe realizar este monitoreo la mayor cantidad de veces posible en el año, para poder tener datos suficientes que permitan evaluar tendencias poblacionales.

Si no es posible realizar varios viajes de monitoreo al año, se sugiere utilizar la técnica de encierre como complemento a las redes de enmalle (técnica empleada en Hernández-Cruz 2013). En esta técnica se utiliza una red fija de nylon de 200m de longitud. El despliegue de ésta se realiza una vez que se localice una tortuga, colocando la punta de la red donde se realiza el avistamiento y se encierra al individuo realizando la maniobra desde la embarcación. Una vez realizado el encierre, se lo atrapa y se realizan las mediciones respectivas. Esta metodología se puede utilizar únicamente en sitios con buena visibilidad y de baja profundidad. El cálculo de CPUE se debe estimar por cada red desplegada para después obtener un promedio anual.

Estimación de talla en tortuga verde

La longitud recta del caparazón (LRC) que se estima desde el escudo nucal hasta el extremo posterior de los escudos marginales traseros [Figura 15].

Si es posible, se debe pesar a los individuos con una balanza de resorte. Además, se debe colocar una marca, de preferencia entre la primera y segunda escama proximal de las aletas posteriores, con las etiquetas de su elección. Cada individuo debe ser asignado una identificación con una clave que incluya el área de estudio y la fecha de monitoreo. Todos estos datos deben ser recolectados en una hoja de datos de campo y deben ser depurados al final de cada expedición (Koch et al. 2007, López-Castro et al. 2011). La tasa de crecimiento se calcula mediante la recaptura de individuos, este valor se obtiene mediante un cálculo entre la diferencia de la longitud recta del caparazón final y la longitud recta del caparazón inicial, del mismo organismo, en los años de intervalo de recaptura. La tasa individual de crecimiento anual se calcula con la siguiente formula:

Crecimiento = (Medida 2 – Medida 1)

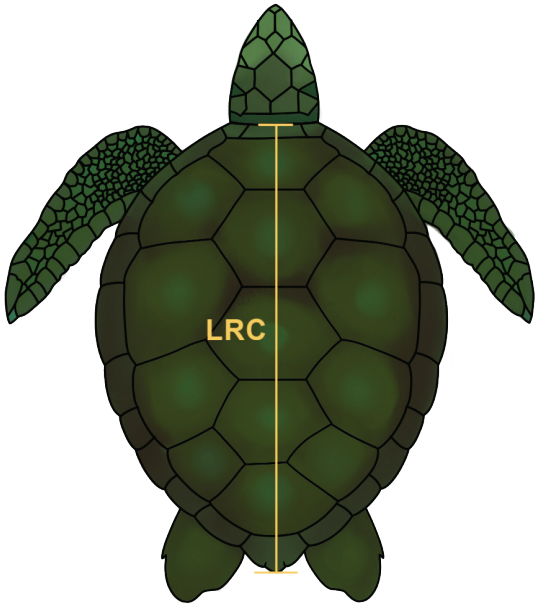


Figura 13. *Referencia toma de medidas tortuga verde.*

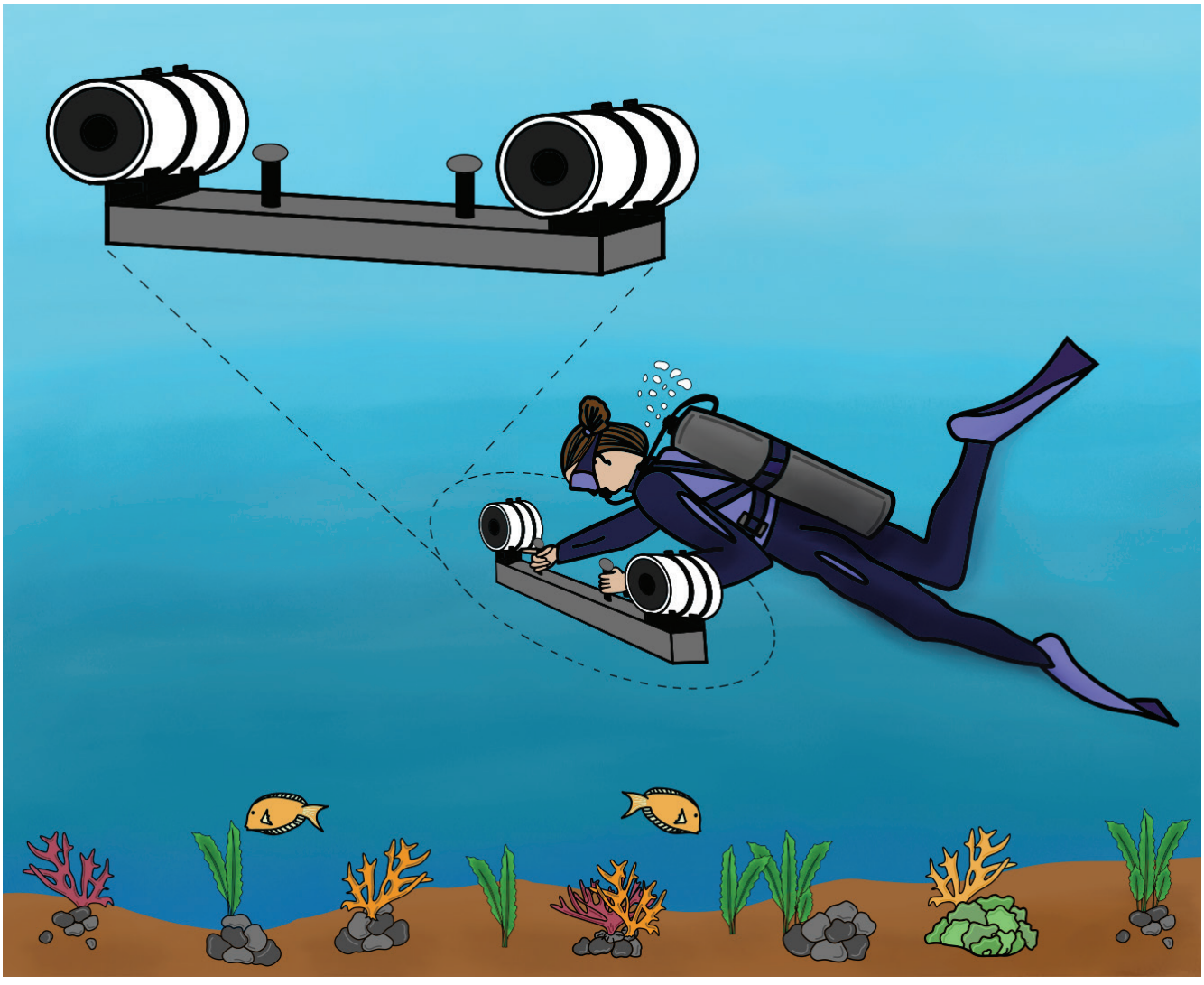
Donde tiempo, es el tiempo en años entre la captura inicial y la recaptura, incluyendo solo periodos de tiempo mayor a 6 meses y la medida utilizada es LRC en cm.

Para capturar a las tortugas en zonas de forrajeo, se debe realizar una búsqueda de tortugas en bahías o arrecifes que utilicen como área de alimentación. El monitoreo se debe realizar en la noche para encontrar a las tortugas en reposo. La tripulación encargada y especializada toma a las tortugas y las lleva a la embarcación para realizar las medidas correspondientes.

Sistema de estéreo video operado por buzos

¿Qué es?

El sistema de estéreo video (DOV, por sus siglas en inglés) es una metodología de censo visual submarino, que permite el registro de diferentes especies mediante el uso de dos cámaras montadas sobre un trípode que detecta de manera precisa la presencia de organismos en el área de estudio de interés (Salinas de León et al., 2016).



Ventajas y aplicaciones

Los DOV permiten a los científicos detectar diferentes especies que habitan en áreas de estudio de interés científico. Los censos visuales submarinos son una herramienta no destructiva y costo efectiva, que, al complementarse con la incorporación de grabación por video, permite evitar el error humano y no hace falta tener experiencia previa para realizar una identificación correcta de especies (Goetze et al. 2019). Los DOV comparan de manera más precisa la composición de un ecosistema y la densidad de animales en el mismo, en comparación con los censos visuales submarinos (Goetze et al., 2015). Además, no se depende de la identificación *in situ*, lo que permite reducir el tiempo en el campo y esta metodología recopila simultáneamente la abundancia, longitud de especímenes y su comportamiento (Goetze et al., 2017; Lindfield, Harvey, McIlwain, & Halford, 2014).

Característica y estandarización

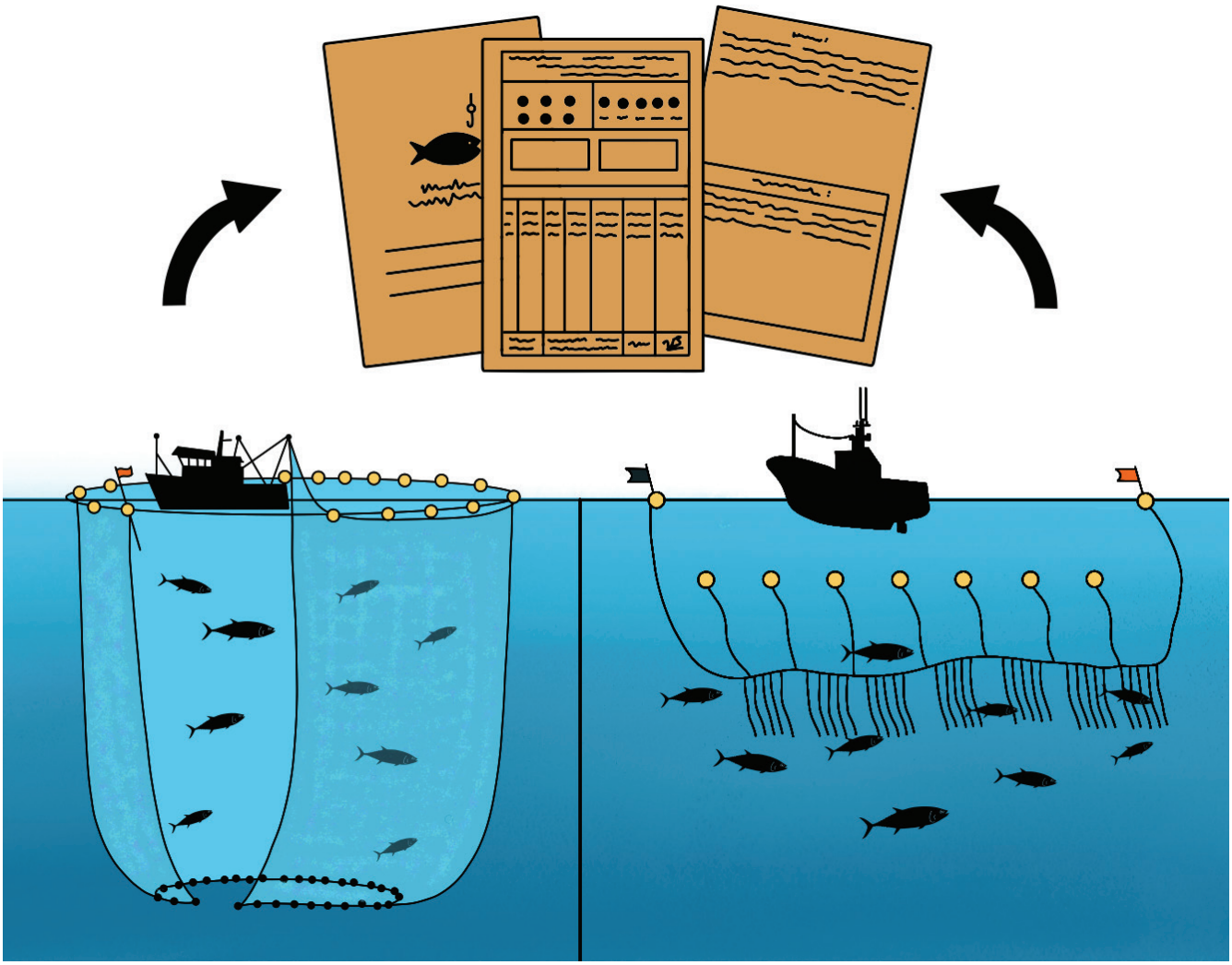
Para poder estandarizar esta metodología se sugiere usar un estéreo- DOV recorriendo un transecto estándar. El estéreo-DOV debe tener dos cámaras de alta resolución montadas sobre un marco rígido. Las cámaras deben ser de al menos 1920 x 1080 pixeles y grabar menos 60 marcos por segundo para una identificación correcta de individuos (Harvey et al., 2010). Antes de realizar cualquier actividad en el campo, los equipos deben calibrarse correctamente. Al igual que los estéreo BRUVS, sugerimos el uso del programa CAL (SeaGIS Ltd), y se deben seleccionar los metros de profundidad adecuados para el buceo.

En el campo, los buzos encargados deben detectar la trayectoria del transecto mediante GPS. La dimensión más común de transectos es de 5m x 50 m al igual que los UVC (Samoilys & Carlos, 2020), pero esta distancia puede variar según el área de estudio. Una vez en el agua, el buzo debe descender al sitio elegido. Al recorrer cada transecto, es importante seguir el fondo marino con las cámaras direccionadas hacia adelante, sin moverlas a los lados en caso de que aparezca una especie de interés. La velocidad promedio de recorrido por transecto es de dos minutos (Goetze et al., 2019), donde en áreas con mayores corrientes la distancia cubierta puede ser mayor en la misma cantidad de tiempo. Una vez finalizado el recorrido, se debe inclinar la cámara hacia arriba para marcar el fin de éste. Repetir el proceso durante el tiempo de buceo para completar las réplicas necesarias.

Indicadores de estado de stock en pesca comercial

¿Qué es?

Los indicadores de estado de stock de pesca comercial son indicadores que se obtienen mediante los valores de captura de especies comerciales de la región y esfuerzo pesquero. Los datos se adquieren mediante observadores pesqueros de la CIAT, bitácoras de pesca, o desembarcaciones. Todos estos datos son colectados por medio de la CIAT o por los Ministerios competentes del sector pesca en cada país.



Ventajas y aplicaciones

Los indicadores obtenidos mediante datos pesqueros permiten analizar la población de especies de interés comercial a nivel regional. El manejo de stock pesqueros es complejo debido a la naturalidad trasnacional que existe entre las especies y la extensión de sitios de pesca que sobrepasan el área de las zonas exclusivas económicas, por lo que usar dichos datos brinda un conocimiento claro de la tendencia poblacional de especies comerciales (Bucaram, 2017). Mediante el uso y análisis de estos datos también se puede conocer si la población de las especies objetivo está siendo sobre pescadas o sobreexplotadas. Analizando el rendimiento máximo sostenible, se puede realizar recomendaciones sobre las cuotas de captura y el esfuerzo pesquero, gestionando políticas de gestión y soluciones para mantener saludables las especies de interés comercial (CIAT, 2023).

Características y estandarización

La CIAT es el ente encargado de estandarizar y analizar los datos pesqueros obtenidos mediante observadores pesqueros. Se obtienen los datos recolectados en pesquerías de cerco y pesquerías de palangre para obtener los indicadores deseados de cada especie. Los Ministerios de Pesca también obtienen datos de pesca, sin embargo, el conocimiento sobre el análisis o indicadores que obtienen de los mismos es limitado.

Atún aleta amarilla

Los indicadores de stock de atún aleta amarilla consideran la captura, el esfuerzo, el CPUE y la talla promedio. La CIAT considera únicamente los datos obtenidos a partir del año 2000 debido a que desde ese año existen datos de composición de pesca de cerco; y se utilizan niveles de referencia con percentiles entre el 10% al 90 % (CIAT, 2020). A partir de estos datos se obtienen indicadores para la pesquería de cerco: captura relativa por peso en cada tipo de lance, captura relativa por lance, la CPUE relativa, así como la talla promedio; e indicador para la pesquería de palangre: captura palangrera relativa y la CPUE relativa (CIAT, 2020). Sin embargo, para el presente plan de monitoreo no se utilizarán los indicadores obtenidos por palangre, ya que los observadores de la CIAT tan solo cubren el 5% de las flotas palangreras.

Close-kin-mark-recapture

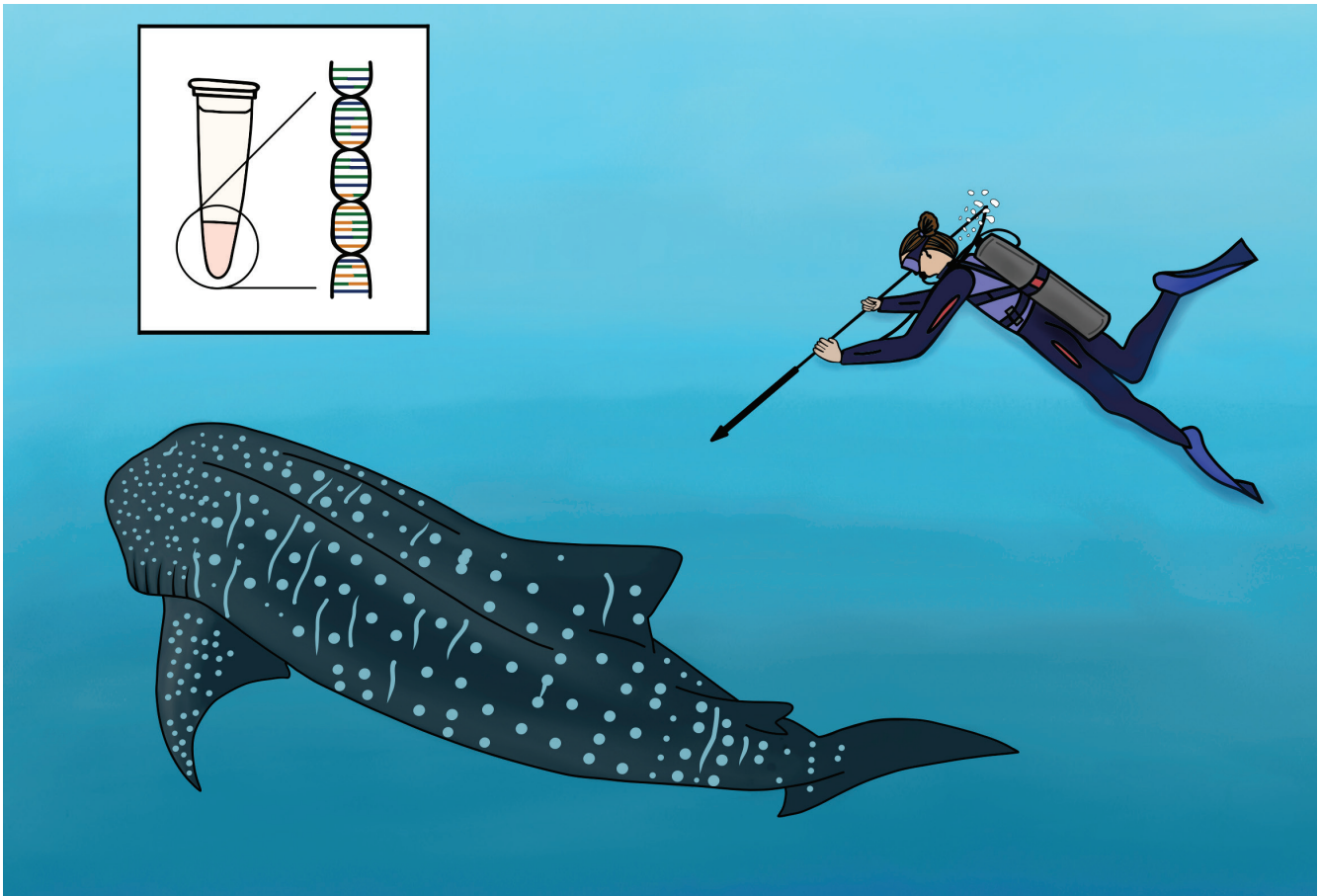
¿Qué es?

Close-kin-mark-recapture (CKMR, por sus siglas en inglés) es una metodología de marca-recaptura entre parientes cercanos obtenida a través del análisis genético.

Ventajas y aplicaciones

La metodología genética CKMR ha ganado popularidad durante la última década como una forma de utilizar la relación genética para estimar el tamaño de una población objetivo (N) y la abundancia a lo largo de una serie de tiempo (Nt). Además, es posible ver relaciones de parentesco (K) entre sitios de avistamiento, medir fecundidad ( ), probabilidades de supervivencia y estimar la tasa de crecimiento de la población (r). Se ha utilizado CKMR para estimar las poblaciones de tiburones blancos en Australia y Nueva Zelanda (Hillary et al., 2018), la raya azul en el Mar Celta (Delaval et al., 2022) y ahora se está utilizando para determinar el tamaño de población de tiburón ballena en el Indo-Pacífico (Feutry et al., datos no publicados).

Se recomienda utilizar esta misma metodología y analizar el tamaño de la población y la abundancia a lo largo del tiempo como indicadores del tiburón ballena en el PET. Para que los resultados de esta metodología sean robustos y reales, se requiere un gran esfuerzo de muestreo que permita obtener suficientes recapturas de parientes cercanos. Por esto, recomendamos que la toma de muestras de tejidos se realice de manera constante en cada sitio de avistamiento. El esfuerzo de muestreo es significativo ya que se debe encontrar relación de parentesco, por lo cual el número de muestras depende de la frecuencia de muestreo de individuos relacionados entre sí.



Características y estandarización
Análisis CKMR en tiburón ballena

1. **Muestreo y genotipado:** en la fase inicial, se deben tomar muestras genéticas, generalmente vía SCUBA o apnea, con el uso de una vara o una pistola a presión equipada con puntas de biopsia para sacar muestras de tejido.

2. **Recaptura:** la recaptura ocurre con el muestreo de tiburones ballena de varias generaciones, ya que requiere encontrar relaciones entre individuos (padre/madre-hijo y medio hermanos). Para esto, se deben colectar suficientes muestras de tejido para poder obtener resultados válidos y encontrar estas relaciones. Es imprescindible obtener una relación de tamaño-edad para poder hacer el análisis de las muestras.

3. **Análisis genético:** los individuos muestreados se genotipifican para obtener sus perfiles genéticos utilizando marcadores como microsatélites.

4. **Análisis de parentesco:** los perfiles genéticos obtenidos de los individuos recapturados se analizan para terminar la relación entre pares de individuos. Esto se hace comparando su similitud o diferencia genética, que se puede cuantificar utilizando varios métodos, como el cálculo de distancias genéticas por pares o la estimación de coeficientes de parentesco.

5. **Estimación del tamaño de la población:** los datos genéticos y los resultados del análisis de parentesco se utilizan para estimar el tamaño de la población. Esto se hará mediante el empleo de modelos estadísticos que tienen en cuenta la relación observada entre los individuos, la proporción de individuos marcados en la muestra recapturada y otros factores como la probabilidad de captura y las tasas de supervivencia. Si no hay relaciones de parentesco entre lugares de avistamiento en la región, los análisis se harán por separado y se sumarán los estimados poblacionales para obtener un total de la región del PET.

Foto identificación

¿Qué es?

La foto identificación (foto ID) es una herramienta útil donde, a través del uso de fotografías de una sección específica del cuerpo de un individuo, se pueden conocer índices poblacionales como el tiempo de residencia, tasas de retorno, abundancia y mortalidad. (Norman et al., 2017).

Ventajas y aplicaciones

Mediante el uso de foto ID se ha monitoreado el estado poblacional de varias especies como tiburón ballena, ballena jorobada y mantas gigantes (Felix y Haase, 2001; Stewart et al., 2018; Araujo et al., 2022), como una forma de rastreo pasivo (Andrzejaczek et al., 2022). Esta herramienta también se puede utilizar para ver la frecuencia de impactos con embarcaciones y enredamientos (Harvey-Carroll et al., 2020). La foto identificación se puede realizar mediante monitoreo científico o ciencia ciudadana.

Características y estandarización

Foto ID en tiburón ballena

Las imágenes capturadas del tiburón ballena se deben capturar en ángulo recto, al mismo nivel que el tiburón [Figura 16], con la intención de capturar el patrón de manchas entre la quinta branquia y el final de la aleta pectoral (esta área es estandarizada para la identificación de cada individuo y el emparejamiento con avistamientos a nivel local, regional e internacional) [Figura 17]. Se dará prioridad al lado izquierdo, pero en lo posible también se debe incluir la foto identificación del lado derecho e incluir fotografías de cualquier cicatriz o marca que sirva para confirmar la identificación. Posterior a la toma de la fotografía se debe subir el registro al catálogo "Wildbook for Whale Sharks" (www.sharkbook.ai) con datos del avistamiento: georreferencia, fecha, hora, sitio en la región de avistamientos y en lo posible el sexo del animal.

Figura 14. *Posición correcta para la captura de imagen de tiburón ballena.*

@SGreen

Para hacer posible la recolección de fotografías, se debe utilizar ciencia ciudadana. Por eso es indispensable que en cada sitio de avistamiento se realicen proyectos de socialización por medio de agencias turísticas, talleres, etc. Además, se debe incluir un protocolo de comportamiento bajo el agua con el tiburón ballena para asegurar la seguridad de los buzos y el animal. Una vez realizada la socialización, se debe crear una canalización de la información recolectada por los ciudadanos o las agencias turísticas en cada país del PET para asegurar la entrega de datos.

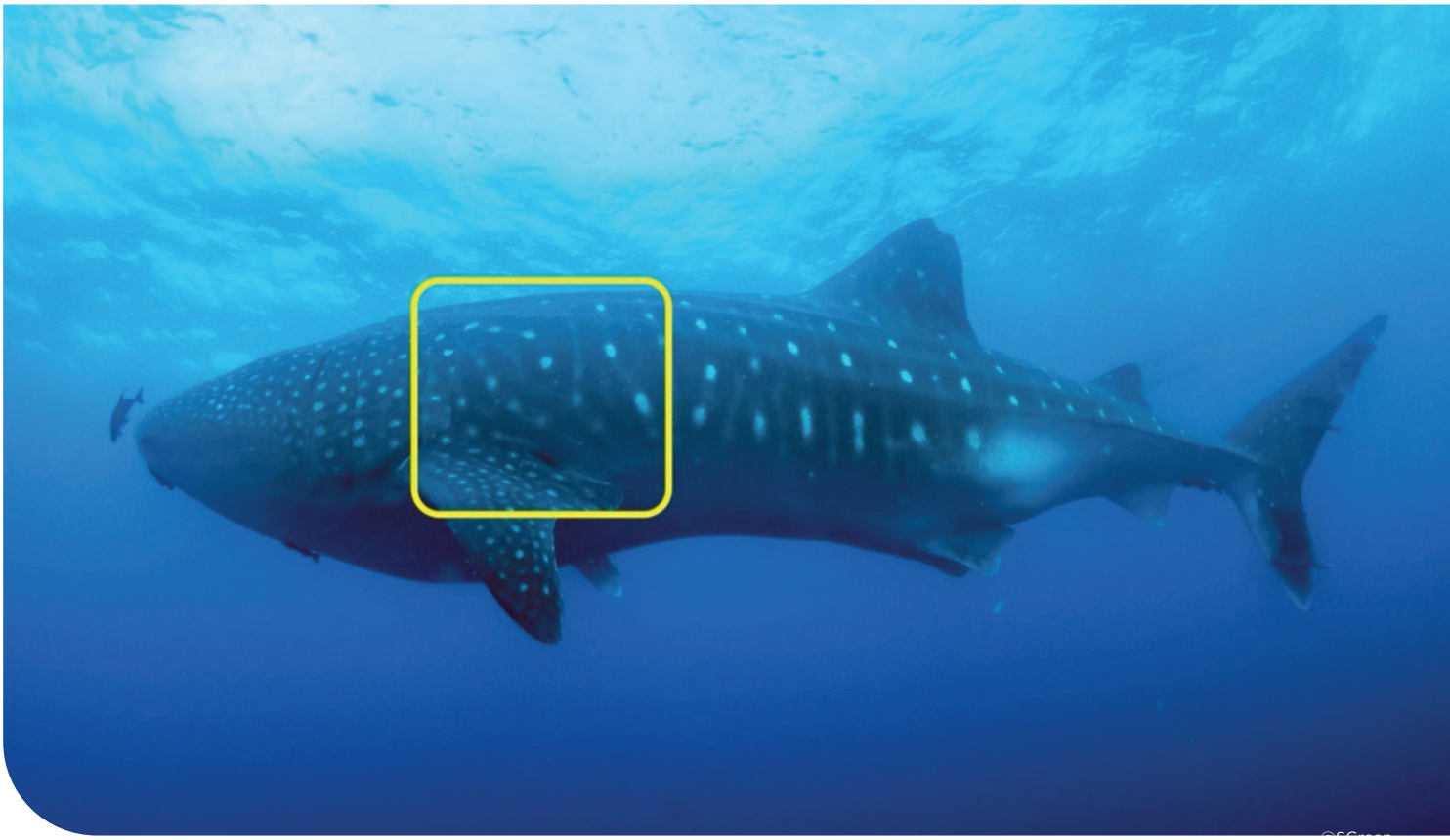


Figura 15. *Fotografía del lado izquierdo, perpendicular al tiburón. Área de interés para la foto ID del tiburón ballena.*

Foto ID de ballena jorobada

Las imágenes capturadas de la ballena jorobada se deben tomar del lado ventral de las aletas por cada individuo [Figura 6]. Para este propósito es necesario tener una cámara equipada con un buen lente que permita captar marcas naturales como la pigmentación cicatrices y las crestas en la parte inferior de las aletas de cada individuo. Si las imágenes son tomadas con la ayuda de ciencia ciudadana, se deben subir a la plataforma https://happywhale.com/ donde la detección de individuos recapturados es automática. Existen científicos que utilizan la misma plataforma, o se puede utilizar el software HotSpotter que combina algoritmos para la identificación de individuos (Lowe, 2004).

La tasa de recaptura se calcula dividiendo el número de individuos recapturado para el total de individuos identificado. Es indispensable que para este valor se tome en cuenta únicamente las imágenes de buena calidad, con el fin de que la identificación haya sido correcta. Una vez calculada la tasa de recaptura, se utilizan dos modelos distintos para el cálculo de abundancia. El uno es para una población abierta, que permite considerar individuos inmigrantes, crías e individuos que resultaron como perdida por emigración o mortalidad; o se realiza un modelaje considerando una población cerrada, donde se interpreta que la población ha sido constante durante el tiempo de análisis (Seber y Shwarz, 1999). Ambas metodologías asumen la misma probabilidad de captura (Hammond et al., 2021). Las especificaciones para la realización de ambos modelos pueden variar, por lo que se decide estandarizar únicamente la realización de ambos bajo el programa o metodología de su preferencia. Una vez obtenidos los resultados, se podrá seleccionar el análisis poblacional más adecuado y así se obtendrá el valor de abundancia poblacional para ballenas jorobadas de cada DPS.

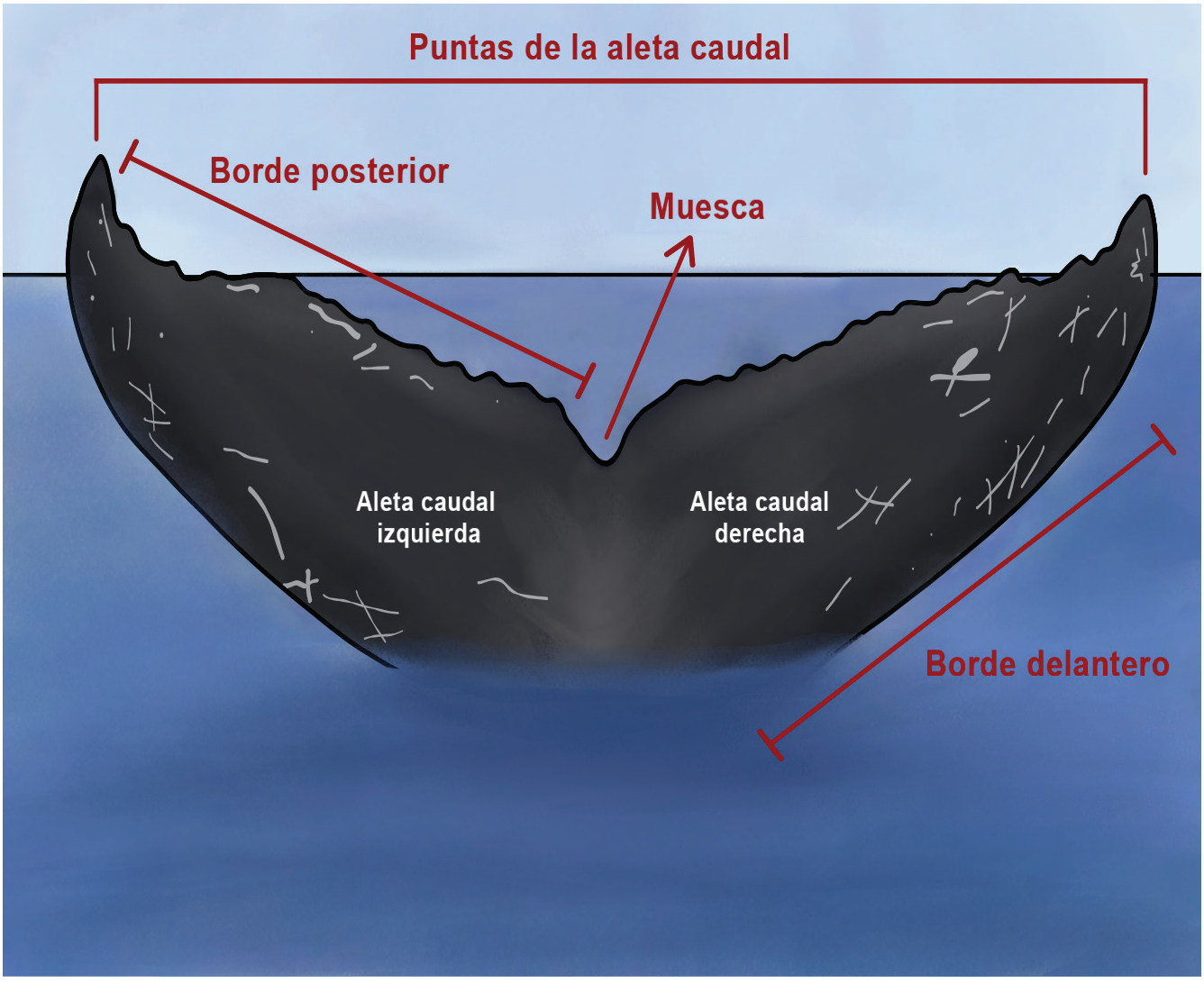


Figura 16. *Lado ventral de las aletas de ballena jorobada. Área de interés para foto ID.*

Análisis de varamientos

¿Qué es?

El análisis de varamientos es una herramienta prometedora para evaluar cambios en el tamaño de la población, la tasa de mortalidad, los patrones de movimiento y el impacto hacia la dinámica poblacional (Wosnick et al., 2022).

Ventajas y aplicaciones

La mayoría de los estudios de varamientos se han realizado en cetáceos y otros mamíferos marinos, sin embargo, también se puede utilizar para el tiburón ballena (Wosnick et al., 2022). Las causas de estos eventos pueden deberse a presión pesquera, presencia de enfermedades, polución u otros factores ambientales como el cambio de corrientes, cambio de marea o la presencia imprevista de bancos de arena en zonas costeras (Beckley et al., 1997; Rohner et al., 2021).

Varamiento

Reporte de un individuo varado, es decir, que no puede nadar libremente en una playa o en agua poco profunda.

*Definición para propósitos de este plan de monitoreo.

Características y estandarización

Los reportes de varamiento deben ser obtenidos a través de reportes públicos, noticias locales y nacionales o evidencia fotográfica sin publicar (proveniente de científicos, pescadores o personas locales de la zona). Se deben considerar únicamente aquellos reportes que contengan información geográfica (coordenadas o descripción exacta del sitio) y la fecha en que ocurrió el varamiento, caso contrario, no se puede utilizar esta información. Se deben considerar individuos muertos, vivos o rescatados. Para evitar un sesgo en la búsqueda e incorporación de datos se necesita una revisión realizada por otro analista, verificando también que no existan reportes duplicados.

Para construir la línea base se puede utilizar el buscador de Google y Google Scholar con los términos: "varamiento" "tiburón ballena", "whale shark" "stranding" y "varamiento" "tiburón ballena" "Ecuador" ("tiburón ballena" se puede sustituir por otra especie que se quiera buscar, "Ecuador" se puede sustituye por el país del PET sobre el cual se quiere realizar la búsqueda). Además, es importante realizar una consulta con los expertos en la especie en cada país del PET para que proporcionen reportes que no se hayan encontrado en esta búsqueda.

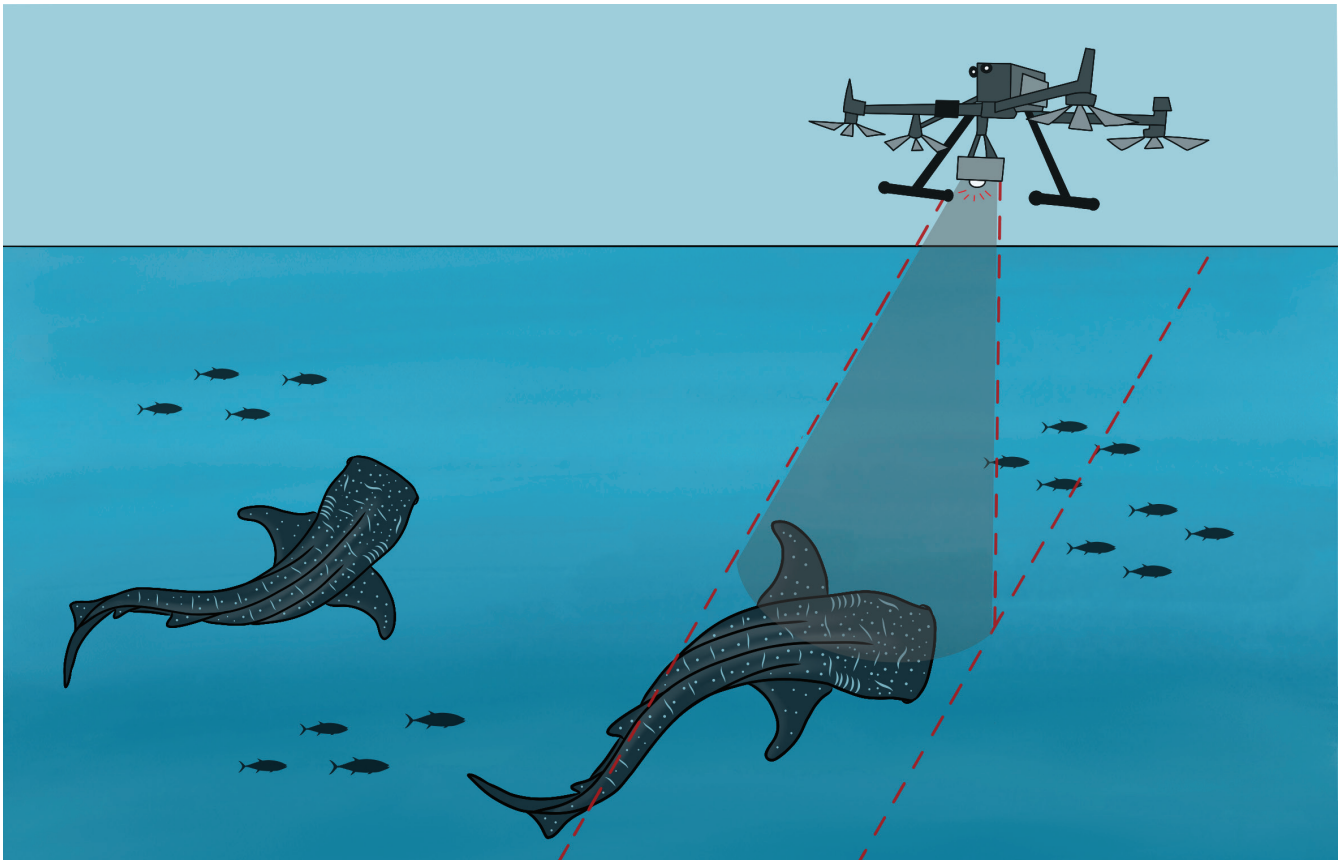
Vehículos aéreos no tripulados

¿Qué es?

Los vehículos aéreos no tripulados (VANT), también conocidos como drones, es una tecnología en crecimiento que permite el monitoreo de especies a través de vuelos en un área de interés (Kiszka y Heithaus, 2018). Las evaluaciones aéreas han sido utilizadas para estimar distribución, abundancia y tendencias poblacionales a gran escala.

Ventajas y aplicaciones

Las evaluaciones aéreas han sido utilizadas para estimar distribución, abundancia y tendencias poblacionales a gran escala. El uso de esta herramienta en ecosistemas marinos puede ser utilizado para estudiar la variación espaciotemporal de la densidad de elasmobranquios, cetáceos y tortugas (Hiethaus et al., 2010, Hodgson et al., 2016). Es de vital importancia el entendimiento de patrones espaciotemporales de la densidad de tiburones para entender si existen cambios antropogénicos o ambientales en su hábitat (Kiszka et al. 2016).



Características y estandarización

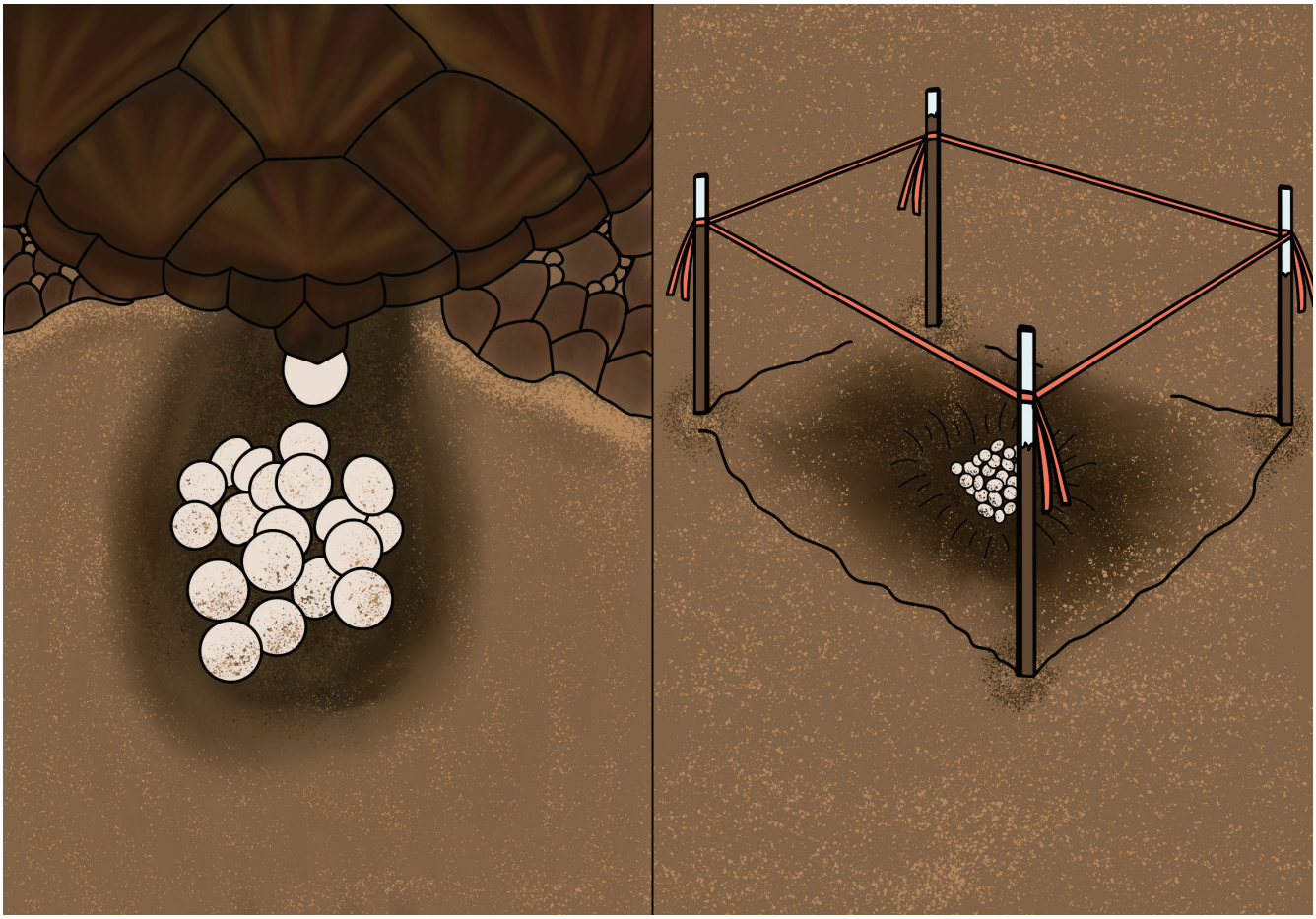
El uso de VANT para la detección de tiburones ballena para estimar la densidad de un animal en cada sitio de agregación se deben designar transectos específicos. Los transectos designados en dichas áreas poseen características de hábitat similar (profundidad, rango de marea, visibilidad, etc.). Además, son paralelos uno a otro y están orientados perpendicularmente hacia la costa. Los transectos deben ser monitoreados únicamente cuando las condiciones del mar sean de menores a 1 en la escala Beaufort para asegurar una detección óptima de tiburones ballena.

Los vuelos VANT se deben realizar con un dron equipado con una cámara de buena calidad de imagen montada debajo. Las cámaras deben grabar videos de alta definición con 30 marcos por segundo y se debe filmar con lente enfocado directamente hacia abajo. La altura de vuelo varía dependiendo de la especie que se desee evaluar, en el caso del tiburón ballena debe ser de 20 m. Esta altura se selecciona ya que ésta permite una cobertura a gran escala, asegurando la identificación de individuos de *R. typus.* La velocidad de vuelo debe ser la misma en cada transecto.

Una vez en campo, se debe realizar un cálculo de ancho de banda en cada uno de los transectos para poder realizar una estimación de densidad correcta. La localización de cada transecto estará marcada por coordenadas GPS. Una vez realizado cada vuelo, se deben guardar las tarjetas de memoria con el nombre designado de la cámara para realizar el análisis de cada grabación de video ya de vuelta en el laboratorio. La anotación de individuos avistados en el marco del video debe registrarse el mismo día de la grabación y es necesario el respaldo de todos los datos obtenidos (grabaciones y hoja de datos con el número de individuos avistado) en un disco duro. Para asegurarse que cada individuo sea detectado de dichas grabaciones los videos deben ser revisados por dos observadores. Es deseable que este procedimiento se realice anualmente durante las temporadas de avistamiento, donde el número total de réplicas y días de duración dependerá de cada sitio de estudio.

Monitoreo en playas de anidación

La estandarización de la obtención de datos en playas de anidación está establecida por el Manual de Técnicas de Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas en Playas de Anidación elaborado por la CIT (2011). En este manual se puede encontrar la metodología necesaria para la toma de datos y seguimiento de playas de anidación. Para este monitoreo, se deben tomar en cuenta las normas establecidas por cada país del PET.



10. USOS Y PRESIONES

Antecedentes

Las especies prioritarias seleccionadas para el monitoreo en el PET enfrentan presiones en común. Entender la vulnerabilidad de las especies a las presiones más importantes en la región es primordial para determinar qué factores ocasionan cambios en la tendencia de sus poblaciones. Algunas presiones tienen mayor efecto sobre ciertos grupos o especies en concreto, dependiendo de su fisiología, hábitat y los servicios ecosistémicos que brindan. La mayoría de las presiones en la región ocurren en la mayor parte del área, generando efectos acumulativos. Por lo tanto, cada presión debe ser evaluada mediante indicadores de monitoreo para entender su variabilidad, efecto y nivel de riesgo.

Pesca

En la región, existen tanto la pesca industrial como la artesanal, actividades que representan una fuente económica importante para comunidades costeras pero que pueden conllevar diversos riesgos para los ecosistemas y vida marinos (FAO, 2022). El sector pesquero industrial está compuesto por la flota cerquera para la captura de grandes (p.ej. atunes) y pequeños pelágicos (p.ej. sardinas), la flota palangrera de grandes pelágicos (p.ej. atún, dorado, picudos, tiburones), la flota de arrastre de camarón, red de cerco para pesca blanca (p.ej. pargos, corvina plateada, robalo), pesquería con trampas demersales (p.ej. pargos, meros, chernas) (FAO, 2022) y la pesca de calamar gigante (Instituto Nacional de Pesca del Ecuador, 2018).

Existen varios precedentes de la pesca, tanto industrial como artesanal, que representan una presión a la vida marina en la región. Entre estos podemos encontrar la pesca ilegal, no reportada y no regulada (INDNR), la sobrepesca, la pesca incidental y los enredamientos [Cuadro 1] como las presiones que causan mayor efecto sobre diversas especies. Estas prácticas inducen a la mortalidad de especies, por lo que representan un factor significante en la declinación de tendencia poblacional de varias especies y son su posible conductor principal a la extinción (CIAT, 2022).

La mayor parte de información que existe sobre captura, ya sea incidental retenida o descartada, existe únicamente para los grandes buques cerqueros mientras que la información es limitada para palangre, flotas pequeñas y otros tipos de arte como redes de enmalle, arpones y equipos recreativos (Griffiths et al., 2019). Por esta razón, no todos los artes de pesca pueden ser evaluados para entender su impacto.

Para cada especie, las presiones pesqueras actúan de manera distinta, donde las consecuencias potenciales varían dependiendo de las características biológicas y comerciales de las mismas [Tabla 23].

Definiciones de presiones pesqueras

Pesca incidental
Captura descartada de especies marinas y mortalidad no observada debido al encuentro directo con embarcaciones y artes de pesca (NOAA 2023).

Pesca ilegal, no reportada y no regulada (IUU)
Son aquellas prácticas que violan las regulaciones tanto nacionales como internacionales (NOAA 2023).

- **Pesca ilegal:** actividades pesqueras que se llevan a cabo en contra de la legislación y regulaciones adoptadas a nivel regional e internacional.
- **No documentada:** actividad que no ha sido reportada o mal reportada a las autoridades, en contravención de las leyes y reglamentos.
- **Pesca no regulada:** ocurre en áreas o poblaciones de peces para las cuales no existen medidas de conservación o gestión aplicables. Estas actividades se llevan a cabo de manera incompatible con la conservación de recursos marinos que le compete a los Estados.

Sobrepesca
Reducción de la abundancia de la población provocada por la pesca por encima del nivel que puede producir el rendimiento máximo sostenible (FAO, 2022).

Sobreexplotación
Reducción de biomasa de una población donde el stock de ésta ya no es capaz de reponerse debido a un agotamiento en el potencial reproductivo, tomando en cuenta la sobrepesca y la pesca INDNR (Beamish et al., 2006).

Enredamientos
El enredamiento de animales marinos se considera generalmente como captura incidental, este hecho ocurre cuando un objeto del arte de pesca y los desechos marinos quedan envueltos alrededor del animal, ocasionando un peso adicional y dificultando su movimiento. A menudo, este hecho provoca la muerte del animal o problemas graves a su salud (NOAA, 2023).

Para entender si la pesquería se relaciona a cambios en la tendencia poblacional de las especies prioritarias seleccionadas se sugieren los siguientes indicadores:

- Aumento en el número de embarcaciones de cerco asociada a delfines.
- Aumento en el número de embarcaciones de cerco no asociada.
- Aumento en el número de embarcaciones de cerco asociada a dispositivos flotantes.
- Número de embarcaciones detectadas dentro de áreas núcleo del CMAR.
- Aumento en el número de interacciones con especies no objetivo (tiburón martillo, tiburón ballena, ballena jorobada y tortuga verde) en embarcaciones de palangre.
- Aumento en el número de embarcaciones de pesca artesanal en las Islas Galápagos.
- Aumento en el número de casos juzgados o condenados de pesca IUU bajo la legislación de los países del PET.
- Número de artes de pesca ilegales encontradas dentro de un área protegida del PET.

Para obtener los indicadores enlistados se pueden utilizar distintas fuentes de datos, principalmente CIAT y FAO. Adicional se necesitan datos pesqueros del Parque Nacional Galápagos, Yuruparí Malpelo y Bicentenario siendo las únicas áreas protegida del PET donde se permite la pesca. Por otro lado, los datos relacionados a casos juzgados o condenados se obtendrán por medio reportes realizados por cada país y área protegida. El número de embarcaciones dentro de áreas núcleo se puede obtener con datos obtenidos por radar a través de la plataforma de Global Fishing Watch.

Para entender los niveles de sobrepesca de especies de interés comercial como el atún aleta amarilla, se utilizará el análisis de estado de stock realizado por la CIAT que considera el rendimiento máximo sostenible y el tamaño de biomasa reproductora.

Tabla 23. *Potenciales consecuencias de presiones pesqueras en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Especie	Componente de pesca	Potenciales consecuencias
Tiburón martillo	Pesca dirigida	Sobreexplotación pesquera de la especie debido a su baja productividad, comportamiento en agregaciones, alta mortalidad y probabilidad de captura de individuos inmaduros (Guzmán e tal. 2020).
	Pesca incidental	Disminución de la población y alta mortalidad (Hall y Román, 2013).
	Pesca INDNR	Mortalidad de individuos en hábitats críticos de protección para la especie, como la Isla del Coco (Arias et al., 2016; López- Garro et al., 2016; Rodríguez & Rosero, 2018; González-Andrés et al., 2020), las Islas Galápagos (Jacquet et al., 2008; Carr et al., 2013; Álava et al., 2017; Bonaccorso et al., 2021) y la Isla Malpelo (Caballero et al., 2012).
Ballena jorobada	Enredamientos	Los enredamientos pueden causar graves daños y en ocasiones la muerte del animal (Parton et al., 2019).
	Pesca incidental	A pesar de que la que pesca incidental del tiburón ballena es ilegal en el PET, sigue ocurriendo y la pesca de estos individuos aumenta la tasa de mortalidad (Román et al., 2018).
Tortuga verde	Pesca incidental	La pesca incidental es una de las principales causas de muerte de las tortugas marinas en el PET. Estos eventos se dan tanto en pesca industrial como artesanal, principalmente con palangre, redes de deriva y redes de arrastre (Mancini et al., 2012; Pingo et al., 2017).

Especie	Componente de pesca	Potenciales consecuencias
Bacalao de Galápagos	Sobreexplotación	La sobreexplotación pesquera del bacalao de Galápagos puede causar una disminución en el stock poblacional que llevaría a un colapso pesquero (Usseglio et al., 2015; Usseglio et al., 2016)
Ballena jorobada	Enredamientos	Los enredamientos provocados por distintos artes de pesca pueden causar agotamiento, heridas, infecciones y restricción de movimientos. También pueden volver al animal susceptible a otras presiones como colisiones con embarcaciones (NOAA, 2022).
	Pesca incidental	La incidencia de la pesca incidental en los distintos stocks poblacionales de ballena jorobada en el PET es poco estudiada, sin embargo, se sabe que esta puede causar la mortalidad de individuos a causa de enredamientos. En Ecuador se ha documentado que, anualmente, el 0,53% de la población es capturada incidentalmente en redes de pesca, siendo equivalente a una mortalidad de 15 o 33 individuos por año (Álava et al., 2012).
Atún aleta amarilla	Sobrepesca y sobreexplotación	La sobrepesca de atún aleta amarilla puede representar una desestabilización en la red alimenticia ya que son predadores tope, esto podría afectar a los hábitats donde se encuentra la especie (WWF, 2023). Si se sobreexplota a la especie la biomasa reproductora puede reducirse a gran escala, provocando un colapso en el stock y afectando también a los servicios ecosistémicos que brinda el atún aleta amarilla (CIAT, 2021).
	Pesca INDNR	Dentro de la Zona Exclusiva Económica y de las Áreas Protegidas del PET se han registrado varios casos de Pesca INDNR de varias especies de atúnes, entre estas el atún aleta amarilla (MarViva, 2023)

Degradación de hábitat

A nivel mundial, el desarrollo costero ha incrementado conforme la población crece (Seto et al., 2011). La modificación y degradación de los hábitats naturales costeros es causado principalmente por turismo, acuacultura y pesca; y se considera la mayor amenaza en regiones costeras (Foley et al. 2005). Los hábitats clave que se ven afectados son estuarios, lagunas, manglares, playas y comunidades de corales. La expansión y uso de estas áreas puede tener consecuencias irreversibles en los ecosistemas, afectando sus funciones e integridad (Foley et al. 2005).

Desarrollo costero
Cambio del paisaje de línea de costa inducido por seres humanos (European Environment Agency, 2017)

En el PET existen alrededor de 859.625 hectáreas de manglar alrededor de la línea costera del PET concentrados principalmente en Colombia, Panamá, México y Ecuador. En esta región el porcentaje de cobertura de manglares ha disminuido a gran escala (Valiela et al., 2001; López -Angarita et al., 2016), la deforestación ha llegado a una pérdida de 0,02% de bosques anualmente. (Hamilton y Casey ,2016). La destrucción de las zonas de manglar representa un riesgo para la supervivencia de varias especies de tiburón, que utilizan estaos áreas como zonas de crianza, alimentación o refugio (Kanno et al., 2023).

Por otro lado, la construcción de infraestructura en playas incentiva la perdida de vegetación y aumento de contaminación lumínica; reduciendo el tamaño de playas de anidación de tortugas marinas, alterando la geografía de estas áreas y alterando el éxito de supervivencia de crías (Seminoff, 2015; Marangoni et al. 2022). Estos acontecimientos tienen un efecto negativo en las poblaciones de tortuga y pueden inducir cambios en el comportamiento durante la temporada de anidación (Roe et al., 2013).

Ambos escenarios representan una creciente presión a varias especies del PET, principalmente a elasmobranquios y tortugas marinas [Tabla 24]. Por lo tanto, para entender cómo se han degradan estos hábitats críticos, se sugiere que el monitoreo se elabore con ayuda de imágenes satelitales, por medio de un cálculo de área y biomasa tanto en zonas de crianza, zonas de anidación y hábitats degradados mediante los siguientes indicadores:

- Biomasa perdida de manglares en posibles zonas de crianza del PET.
- Área perdida de manglares en el PET.
- Área perdida de bahías en posibles zonas de crianza del PET.
- Área perdida de playas en posibles zonas de anidación del PET.
- Área cubierta por desarrollo urbano en posibles zonas de anidación del PET.

Tabla 24. *Potenciales consecuencias de destrucción de hábitat en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Especie	Componente de destrucción de hábitat	Potenciales consecuencias
Tiburón martillo	Destrucción zonas de crianza	La destrucción de un hábitat crítico (zona de crianza) para el tiburón martillo, puede ocasionar una posible disminución de la biomasa y perjudicar la supervivencia de la especie (Zanella et al., 2009; Ferretti et al., 2010).
Tortuga verde	Destrucción playas de anidación	El desarrollo de infraestructura y actividades turísticas puede causar erosión, aumento de tráfico peatonal y vehicular, contaminación lumínica e introducción de especies invasoras; presiones que afectan directamente a individuos en playas de anidación (Seminoff et al., 2015).
Bacalao de Galápagos	Destrucción de arrecifes rocosos	En el PET se ha registrado una gran pérdida en la cobertura de arrecifes en las últimas décadas (Arías-Godines et al., 2019). Este fenómeno podría causar una reducción de predadores tope, como el bacalao de Galápagos, debido a la perdida en las comunidades estructurales de los arrecifes rocosos (Arías-Godines et al., 2019).

Contaminación marina

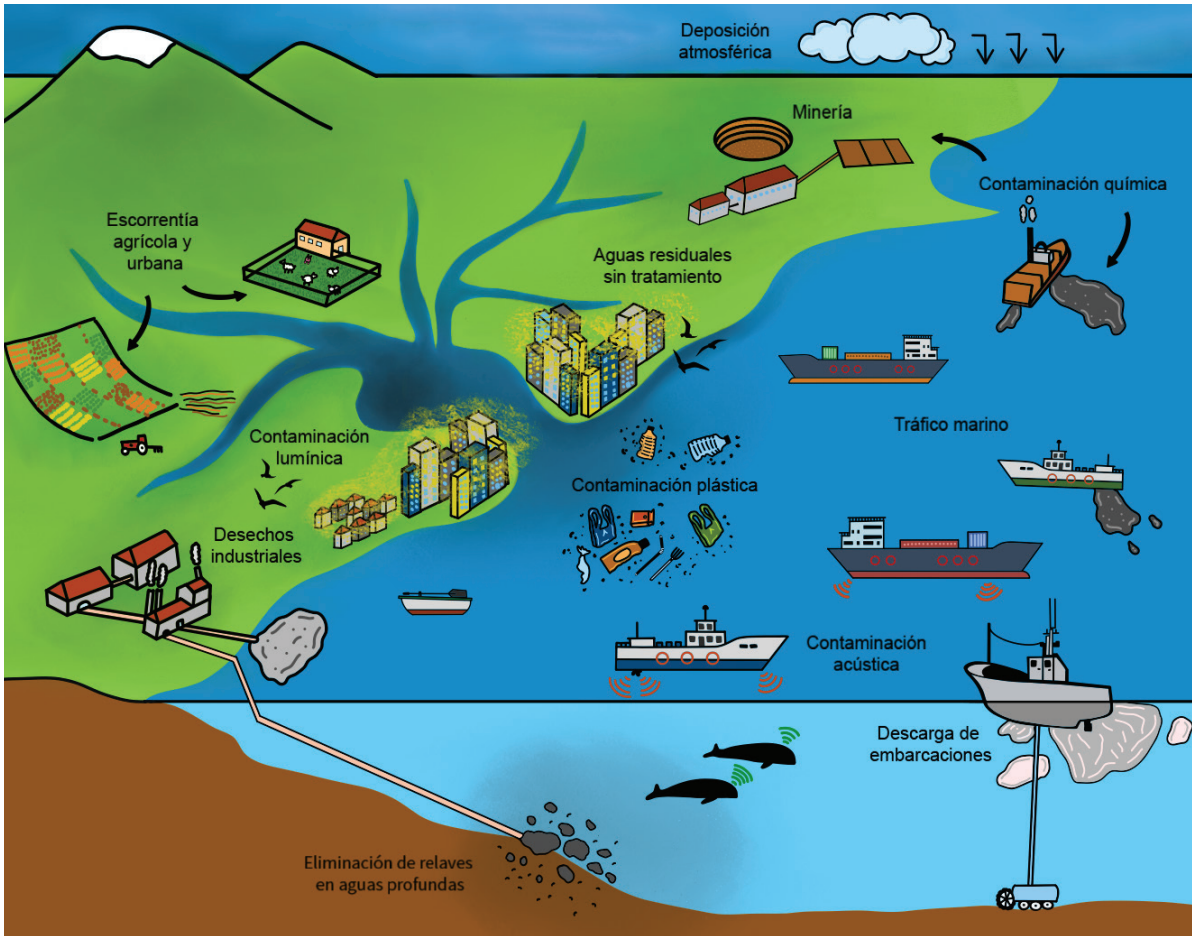


Figura 17. *Fuentes de contaminación marina.*

La contaminación marina a nivel mundial se da a causa de varias actividades antropogénicas que afectan tanto a las especies marinas como a la salud humana. Se cree que el 80% de la contaminación en el medio ambiente marino proviene de actividades terrestres [Figura 19] (Reichelt- Brushett, 2023). En el PET existen distintas fuentes de contaminación como aguas negras sin tratamiento, la escorrentía agrícola y urbana, descargas de embarcaciones, desechos industriales, entre otros. Todos estos contaminantes pueden generar un efecto sobre las especies marinas ya que los absorben mediante su piel, agallas o sistema digestivo (Polidoro et al., 2012).

Contaminación marina
Introducción de contaminantes que no son habituales en ecosistemas marinos como sustancias químicas nocivas, aguas residuales, plásticos, entre otros (Reichelt- Brushett, 2023).

Contaminación plástica

La contaminación plástica es una de las presiones antropogénicas que presenta mayor amenaza sobre los ecosistemas marinos y costeros alrededor del mundo (Berry et al., 2023). Los plásticos pueden ser clasificados en macro plásticos (objetos mayores a 2,5 cm), meso plásticos que miden entre 5mm y 2,5 cm y micro plásticos, partículas que miden entre 1 nm y 5 mm (GESAMP, 2015). Los desechos plásticos generan vías de interacción con la vida silvestre marina, donde se sabe que la contaminación plástica afecta a varios niveles tróficos y pueden tener efectos físicos y químicos (Berry et al., 2023).

Varios estudios han determinado que la mayor parte del PET está cubierta por partículas plásticas de algún tipo, donde la mayor abundancia de micro y macro plásticos se encuentra cercana a las playas debido a la gran afluencia de gente (Retama et al., 2016; Domínguez y Sacasa, 2019; Mestanza et al., 2019; Delvalle et al., 2020). Se ha identificado que esta presión produce enredamientos e ingestión, teniendo distintas consecuencias dependiendo de la fisiología de las especies [Tabla 3].

Para comprender la acumulación y composición de macro plásticos en agua superficial pelágica a lo largo del PET, se integrará un protocolo de monitoreo de macro plásticos durante las expediciones de estéreo BRUVS, realizadas por MigraMar, que se llevan a cabo anualmente. Tomando en cuenta como indicador de monitoreo el número de ítems observado por metro cuadrado. Esta metodología consiste en observar la presencia de macro plásticos a lo largo de un transecto de 1 km de largo y 50 m de ancho desde la proa del barco hacía delante, registrando datos acerca del número de artículos encontrado y su clasificación por tipo de clases y tamaños (Migramar, 2024).

Aporte de exceso de nutrientes

El aporte en exceso de nutrientes, como nitrógeno y fosforo, proviene de aguas residuales, desperdicios de alimentos, fertilizantes y combustibles fósiles (Devlin y Brodie, 2023). El aumento de nutrientes causa eutrofización, la sobreproducción de biomasa de plantas acuáticas y material orgánico inducida por el aumento de nitrógeno y fosforo. Teniendo como consecuencia la reducción de la disponibilidad de oxígeno, la alteración en la disponibilidad de presas, la formación de áreas hipóxicas o apóxicas y la posible disminución de biodiversidad al favorecer el crecimiento de ciertas especies (Devlin y Brodie, 2023). El efecto del aporte de nutrientes para las especies que habitan en el PET varía en cada una de ellas [Tabla 25]; por lo tanto, para comprender su efecto se seleccionará como indicador de monitoreo los cambios en los niveles de pH del agua y sucesos de marea roja en cada AMP de la región.

Contaminación química

La contaminación química puede generarse por operaciones mineras, vertidos industriales, desbordes de alcantarillado, plantas de tratamiento de aguas residuales, estaciones de combustible y transporte marino. Estas actividades introducen al agua metales y metaloides que pueden ser causa de bioacumulación (Reichelt-Brusherr y Batley, 2023).

Para medir como afecta la contaminación química se puede tomar en cuenta el efecto sobre las especies o el efecto sobre el medio ambiente. Para medir la bioacumulación se necesitan muestras de tejido de cada organismo deseado para obtener biomarcadores. Los biomarcadores detectarán la presencia y la magnitud de tóxicos encontrados en individuos de las especies que se desee investigar, así como la respuesta del individuo a dichos desechos (Henderson et al., 1987). Sin embargo, obtener estos datos tiene un costo elevado; por lo tanto, se considera a los países que realizan análisis periódicos sobre bioacumulación de peces para obtener la cantidad de metales pesados. En caso de que no se realicen estos estudios se tomará en cuenta únicamente como indicador la cantidad de metales presentes en una muestra de agua de cada AMP núcleo del CMAR. Las consecuencias de la contaminación química sobre de cada organismo dependerá de muchos factores como edad, sexo, salud y nutrición; así como de la dosis, la ruta de exposición y la duración del contaminante en el agua [Tabla 25] (Van der Oost et al., 2003).

Contaminación acústica

La contaminación acústica marina se refiere a cualquier fuente de sonido antropogénico que pueda causar efectos nocivos a la vida marina (Reichelt-Brushett y Shah, 2023). La fuente de estos sonidos incluye tráfico marino, exploración de gas y petróleo, sonares, operaciones de perforación, equipo de energía renovable marina, estudios sísmicos, entre otros (Hildebrand, 2009; Pieretti et al., 2020; Jerem y Mathews, 2021). Estos eventos pueden causar restricciones sobre la comunicación de varios organismos, interfiriendo con su vocalización y los sonidos naturales que se emiten como parte de su comportamiento para la búsqueda de pareja, la localización de presas, la navegación y la detección de depredadores. Esta interferencia puede aumentar los niveles de estrés, alterar patrones de migración y alimentación

(Williams et al., 2015). Para medir la contaminación acústica es necesario el uso de hidrófonos para medir el nivel de presión sonora.

Contaminación lumínica

El desarrollo costero ha producido un incremento en la cantidad de luz cerca de hábitats costeros. El problema de este fenómeno es el uso de luz artificial, que se refiere a la alteración de los niveles de luz natural causado por fuentes antropogénicas (Cinzano et al., 2001; Duarte et al., 2019). La luz artificial produce contaminación lumínica cuando los organismos se exponen a una fuente de luz en el momento equivocado, en el tiempo equivocado o con la intensidad equivocada (Depledge et al., 2010), es decir la contaminación lumínica corresponde a la alteración de patrones de luz natural en un ecosistema. Estos eventos desencadenan procesos antinaturales que pueden resultar en cambios fisiológicos o de comportamiento (Navara y Nelson, 2007), como alteración en la migración de crías de tortugas hasta el agua (Tuxbury y Salmon, 2005; Lorne y Salmon, 2007), alteración en la comunidad de invertebrados (Duarte et al., 2023) o cambios en el ciclo de vida de corales (Ayalon et al., 2021; Tamir et al., 2020), entre otros [Tabla 25].

Para medir la contaminación lumínica, se pueden utilizar plataformas como New World Atlas of Artificial Sky Brightness para obtener un indicador de candela por metro cuadrado en las zonas de estudio dentro de la región.

Tabla 25. *Potenciales consecuencias de contaminación marina en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Especie	Componente de contaminación marina	Potenciales consecuencias
Tiburón martillo	Bioacumulación de contaminantes	Posible causa de efectos fisiológicos como cambios en osmorregulación, respiración, reproducción, inhibidor de crecimiento e incluso muerte (Boldrocchi e tal., 2021).
Tiburón ballena	Ingesta de plásticos	Al ser organismos filtradores, son propensos al consumo de plásticos, lo cual puede afectar sus sistemas digestivos y llevarlos a la muerte (Abreo et al., 2019; Jâms et al., 2020; Rowat et al. 2021).

Especie	Componente de contaminación marina	Potenciales consecuencias
Tortuga verde	Contaminación lumínica	La luz artificial puede resultar en la desorientación de las crías que se dirigen desde su sitio de eclosión hacia el agua, consumiendo energía vital que es necesaria para sobrevivir (Truscott et al., 2017).
	Ingesta de plásticos	Una cantidad pequeña de desechos ingeridos por un individuo puede causar un bloqueo en el tracto digestivo y resultar en la muerte del animal (Santos et al., 2015).
	Bioacumulación de contaminantes	Se ha demostrado que altas concentraciones de metales pueden tener efectos subletales, al afectar procesos fisiológicos y hacer que las tortugas se vuelvan susceptibles a otras presiones, debilitando su organismo (Sinaei et al., 2021).
Bacalao de Galápagos	Contaminación química en comunidad de corales	El bacalao de Galápagos, al ser una especie que habita en arrecifes rocosos, puede verse afectado por la contaminación química presente en el hábitat. Esta presión provoca un deterioro en la calidad de agua y puede conducir a cambios en el comportamiento de la especie o deterioro en funciones importantes como la osmorregulación (Wenger et al., 2015).
Ballena jorobada	Contaminación acústica	Los sonidos antropogénicos podrían tener un efecto en la actividad de alimentación (Blair et al., 2016) y en el comportamiento ya que se reduce el campo de comunicación, provocando reducción en las interacciones grupales (Dunlop, 2019).
Atún aleta amarilla	Contaminación química	Los especímenes de atún aleta amarilla contienen grandes cantidades de mercurio, fertilizantes, y otros metales y contaminantes químicos en su cuerpo. Sin embargo, no se ha detectado que estas sustancias tengan un efecto sobre la especie, pero tiene un efecto sobre los humanos al consumirlos (Nicklisch et al., 2017).

Especies invasoras

La introducción de especies invasoras marinas ha sido identificada como una de las presiones con mayor impacto a nivel mundial debido a su efecto sobre la pérdida de biodiversidad (Fundación Charles Darwin, 2023). Las especies invasoras tienen efectos dramáticos en ecosistemas aislados como islas y son una de las principales causas de extinción de especies. La tasa de invasiones ha aumentado a grandes niveles debido al comercio mundial, el transporte y el turismo; afectando un 78% de las ecorregiones costeras. Teniendo un impacto ecológico sobre especies nativas como el aumento en la tasa de depredación, competencia, reducción de disponibilidad de hábitats y aumento en el riesgo de contraer enfermedades (De Poorter, 2009).

Especies invasoras Especies que han sido introducidas en un área más allá de su distribución natural, ya sea por cambios naturales o acciones antropogénicas (Blackburn et al., 2014)

En el PET, se ha detectado un efecto a gran escala sobre los arrecifes de coral producido por varias especies invasoras (De Porter, 2009; Sanches y Ballesteros, 2014; Cárdenas-Calle et al., 2021) y sobre especies que utilizan hábitats costeros y terrestres durante su ciclo de vida como aves y tortugas marinas (Duffy y Capece, 2012). El efecto de la introducción de especies en el PET se ha dado por la introducción de gatos, perros, ratas, cabras, cerdos, venados y ovejas a las islas de la región (Jost y Andrefouet, 2006; Cruz-Delgado et al., 2010; Spatz et al., 2017; Ortiz- Alcaraz et al., 2019), animales que pueden causar efectos devastadores en la fauna nativa (Duffy y Capece, 2012).

De las especies bandera seleccionadas para el plan de monitoreo en el PET, aquella que ha registrado mayor presión ocasionado por la introducción de especies invasoras es la tortuga verde, al igual que otras especies de tortugas marinas [Tabla 4] (Harper y Bunburry, 2015). Para entender el efecto de esta presión se tomará en cuenta los siguientes indicadores:

- Aumento de número de especies marinas introducidas en la región.
- Aumento de número de especies marinas en áreas núcleo del CMAR.
- Rango de distribución de especies invasoras en la región.
- Nivel de riesgo de las especies introducidas en las áreas núcleo del CMAR.

Estos indicadores se pueden obtener con la ayuda de la administración de cada área núcleo del CMAR, ya que cada AMP debe tener un control de las especies introducidas en su área de cobertura.

Tabla 26. *Posibles consecuencias de especies invasoras en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Especie	Componente de contaminación marina	Potenciales consecuencias
Tortuga verde	Depredación en zonas de crianza	La introducción de especies invasoras en sitios de anidación puede provocar un aumento en la depredación de huevos, crías y adultos (Engeman et al., 2005; Zarate et al., 2013).

Tráfico marino

El tráfico marino es un componente esencial para el funcionamiento del comercio global con un aumento de 8.231 embarcaciones en 2008 a 94.000 hasta el año 2020 (UNCTAD, 2020). Se estima que este valor siga incrementando debido al crecimiento económico global, suceso que presentaría una amenaza para varias especies de megafauna como cetáceos, tortugas marinas y otros organismos pelágicos (Schoeman et al., 2020). Las posibles consecuencias para la vida marina incluyen la explotación o extracción directa, golpes con embarcaciones, interacciones a corta distancia, y factores asociados a embarcaciones como contaminación acústica [Tabla 27] (Laist, 2001; Schoeman et al., 2020).

En el PET se encuentran puertos de gran importancia económica, principalmente en Panamá, Colombia, Ecuador y México. Para realizar actividades comerciales, las embarcaciones deben transitar por áreas marinas importantes, hecho que provoca un aumento en el riesgo de colisiones que pueden causar la muerte a animales marinos (Guzmán et al., 2013). Para comprender el efecto del tráfico marino sobre las especies que habitan en el PET, se considerarán los siguientes indicadores:

- Número de embarcaciones de transporte de carga a nivel regional.
- Tamaño promedio de embarcaciones de transporte de carga a nivel regional.
- Número de embarcaciones que atraviesan cada AMP.
- Espacio compartido entre rutas de embarcaciones y distribución de las especies bandera seleccionadas.

Estos indicadores se pueden obtener a través de datos gubernamentales que se publican año tras año por parte de las distintas entidades responsables.

Especie	Componente de tráfico marino	Potenciales consecuencias
Tiburón ballena	Golpes con embarcaciones	El 92% del espacio horizontal y el 50% del espacio vertical de los movimientos realizados por el tiburón ballena se superponen con las rutas de grandes embarcaciones. Estos eventos pueden causar heridas graves e incluso la muerte (Womersley et al. 2022)
Tortuga verde	Golpes con embarcaciones	Los individuos que se encuentran cercanos a la superficie son altamente susceptibles a golpes con embarcaciones, estos golpes pueden causar heridas y daños graves en el animal, causando su posible muerte (Seminoff, 2015).
Ballena jorobada	Golpes con embarcaciones	El incremento en tráfico marino es considerado una de las mayores amenazas para las ballenas debido a la alta frecuencia de colisiones, presión que hace a estos individuos muy vulnerables a golpes letales o lesiones graves (Lais et al., 2001; Guzmán et al., 2013)
	Contaminación acústica	Como se menciona anteriormente, la contaminación acústica podría generar cambios de comportamiento en ballenas jorobadas (Blair et al., 2016; Dunlop, 2019).

Tabla 27. *Potenciales consecuencias de tráfico marino en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Cambio climático

El cambio climático es la respuesta al calentamiento global producido principalmente por la combustión de combustibles fósiles y el aumento de gases de efecto invernadero (Pachauti y Meyer, 2014). El calentamiento global es una presión significativa para la vida marina en el PET (Clarke et al 2020). Afecta tanto las características físicas como químicas del océano debido a distintos factores como: el incremento de temperatura, la acidificación de los océanos, el incremento del nivel del mar, la desoxigenación, la frecuencia y severidad de eventos climáticos y posibles efectos en hábitats marinos y su biodiversidad por cambios químicos [Figura 20] (Rummer et al., 2022).

Estos efectos pueden resultar en un cambio de distribución, abundancia (Jones y Cheung, 2015), en el metabolismo, la productividad, el comportamiento de las especies (Nilssen et al., 2012), entre otros [Tabla 28]. Se ha demostrado que la duración y la frecuencia de ENOS es el factor del cambio climático que más afecta a la vida marina en el PET (Polidoro et al., 2012).

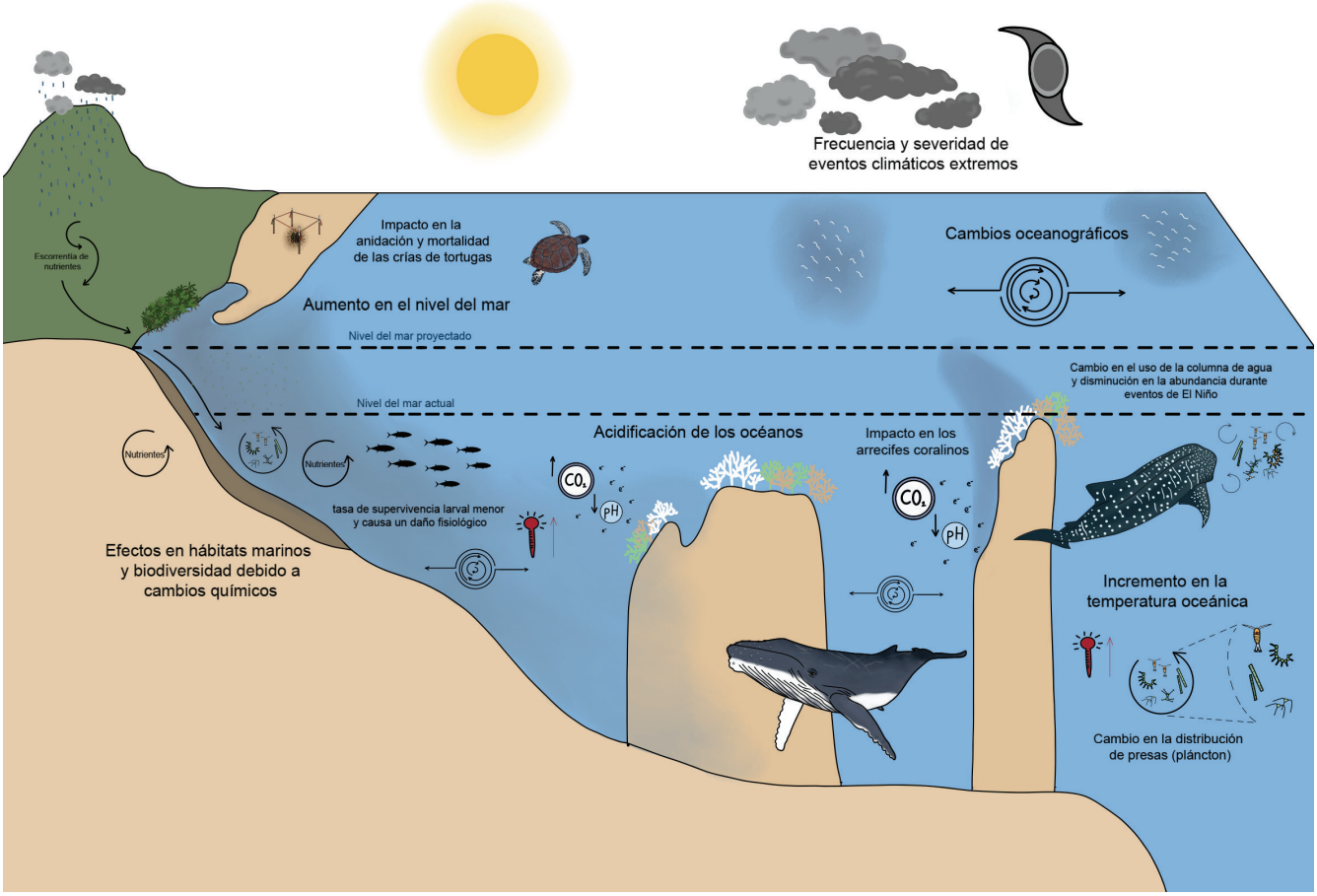


Figura 18. *Posibles consecuencias sobre hábitats y especies causados por el cambio climático. Basado en: Chin et al., 2010.*

Las consecuencias del cambio climático son complejas y dinámicas y se espera que tengan cambios rápidos sobre la vida marina de la región y del mundo. La suma de todos los efectos de esta presión resulta en una sinergia de resultados en ecosistemas claves y procesos oceanográficos que desencadena en efectos sobre las especies desde el nivel poblacional hasta el nivel individual (Ponsky et al., 2020). Por lo tanto, para entender las consecuencias del cambio climático sobre las especies que habitan en la región, se tomarán en cuenta los siguientes indicadores:

- Cambios en la biomasa de peces pelágicos pequeños.
- Cambios en la biomasa de zooplancton.
- Niveles de concentración de clorofila-a.
- Cambio en la temperatura superficial del agua.
- Cambio en la extensión de la capa mínima de oxígeno.

Tabla 28. *Potenciales consecuencias de cambio climático en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Especie	Componente de cambio climático	Potenciales consecuencias
Tiburón martillo	Frecuencia e intensidad de ENOS	La abundancia disminuye durante eventos de El Niño en Isla del Coco (Osgood et al. 2021; Sibaja-Cordero, 2008; White et al., 20159). Aumento de biomasa durante La Niña en la RMG (Wolff et al., 2012).
	SST aumenta	Cambios en la distribución, movimientos migratorios hacía el sur del PET (Rodríguez- Burgos et al., 2022).
	Aumento en la fuerza de corrientes	Podrían existir cambios de distribución (Hearn et al., 2023) debido s su preferencia por corrientes fuertes (Ketchum et al., 2014).
Tiburón ballena	Frecuencia e intensidad de ENOS	La abundancia disminuye durante eventos de El Niño en Isla del Coco (White et al., 2015).
	SST aumenta	Los cambios de temperatura probablemente producen un cambio en el uso de la columna de agua (Thums et al. 2013; Rowat et al. 2021) y el aumento de temperatura en latitudes altas y bajas podría causar la extensión del rango de distribución (Rowat et al. 2021).
	Aumento en la fuerza de corrientes	El cambio en las corrientes puede afectar la disponibilidad de presas y se pueden esperar cambios en la distribución de la especie (Hearn et al. 2022).
Tortuga verde	Frecuencia e intensidad de ENOS	Disminución de abundancia de nidos debido a eventos de El Niño (Tomillo et al., 2020). Cambio en la selección de presas debido al aumento de la temperatura producida por ENOS (Palacios et al., 2011).
	SST aumenta	Puede disminuir la cantidad de hembras anidadoras por las condiciones climáticas más cálidas y cambios en la disponibilidad de presas (Saragoça Bruno et al., 2020).

Especie	Componente de cambio climático	Potenciales consecuencias
Tortuga verde	Aumento en la fuerza de corrientes	El cambio en la fuerza de las corrientes dificulta la dispersión natural de adultos (Lettrich et al., 2020).
	Aumento en el nivel del mar	Posible inundación en playas de anidación, aumentando la mortalidad de las crías (Camargo et al., 2020).
	Aumento de temperatura en playas	Evento que produce una proporción de sexo sesgada, debido al aumento de temperatura (por encima de los 28-30.3 °C) que causa mayor nacimiento de hembras (Hawkes et al., 2010).
Bacalao de Galápagos	SST aumenta	El aumento de temperatura afecta a las comunidades de arrecifes rocosos lo que podría ocasionar una pérdida de depredadores tope como el bacalao (Azzola et al., 2023).
Ballena jorobada	Frecuencia e intensidad de ENOS	Disminución de abundancia e individuos en la región durante eventos de El Niño (Ramírez y Urquizo, 1985).
	SST aumenta	Posibles cambios de distribución de la especie, debido al cambio de disponibilidad de presas causado por el aumento de temperatura (van Weelden et al., 2021).
Atún aleta amarilla	Frecuencia e intensidad de ENOS	En eventos de El Niño la termoclina se expande, por lo que la especie cambia su distribución hacía la costa donde es más susceptible a las pesquerías (Bertrand tal., 2020).
	SST aumenta	Su rango de distribución se expande hacía latitudes más altas, lo que resulta en mayor número de capturas en el norte del OPO (Mediodía et al., 2020)
	Acidificación de los óceanos	Se ha demostrado que la acidificación produce una tasa de supervivencia larval menor y causa un daño fisiológico en la especie (Bromhead et al., 2015; Frommel et al., 2016)

Mal manejo de turismo

El turismo marino en el PET ha aumentado exponencialmente en los últimos años por la biodiversidad presente en la región, lo que ha generado impactos positivos y negativos. El turismo responsable apoya a la conservación mientras que el turismo mal manejado puede desencadenar en una serie de efectos sobre la vida marina y los ecosistemas en el área (Ziegler, 2012). El aumento descontrolado de esta actividad económica se asocia al desarrollo costero, el aumento de tráfico marino y la falta de normas sobre la interacción con animales.

Se ha evidenciado un aumento en el tráfico marino, hecho que puede causar golpes con embarcaciones, contaminación sonora y contaminación plástica (Mulder, 2016; Harvey-Carroll et al., 2021). Además, el aumento de turistas tanto fuera como dentro del agua puede causar estrés fisiológico y cambio de comportamiento en algunas especies. El efecto del turismo irresponsable varía dependiendo de la especie según su comportamiento o fisiología [Tabla 7].

Para mitigar los impactos negativos de esta actividad es necesario implementar estrategias efectivas de manejo turístico, como la implementación de regulaciones para las embarcaciones que controlen el tráfico marino y la velocidad. Además, se pueden implementar normas para la práctica de snorkel y buceo, así como el correcto manejo y uso de playas de anidación de tortugas. Además, los programas educativos son indispensables, tanto para las comunidades que se benefician del turismo como para los turistas, informando la importancia de la conservación de las especies.

Tabla 29. *Potenciales consecuencias de mal manejo de turismo en el PET sobre las especies bandera seleccionadas.*

Especie	Componente de mal manejo de turismo	Potenciales consecuencias
Tiburón martillo	Interacción con turistas	Cambio de comportamiento temporal, definido como evasión o movimientos repentinos (Cubero-Pardo et al., 2011).
Tiburón ballena	Golpes con embarcaciones	El turismo provoca un aumento en el número de embarcaciones en zonas de avistamiento, al ser animales planctívoros, las embarcaciones pueden provocar golpes o heridas que en ocasiones pueden producir la muerte (Mulder, 2016; Harvey-Carroll et al., 2021; Rowat et al., 2021).
	Interacción con turistas	Cambios en el comportamiento debido a la cercanía de encuentros, posible estrés, cambios en el tiempo de residencia (Thomson et al., 2017; Araujo et al., 2020; Ziegler y Dearden, 2021) y posible interrupción de eventos importantes como la alimentación y termorregulación (Harvey-Carroll et al., 2021).

Especie	Componente de mal manejo de turismo	Potenciales consecuencias
Tortuga verde	Interacción con turistas	La cercanía e interacción de turistas con individuos de tortuga verde puede generar un cambio en el comportamiento de estos individuos (Griffin et al., 2017) y un posible aumento en el estrés fisiológico (Zerr et al., 2022).
Ballena jorobada	Embarcaciones turísticas no reguladas	Las embarcaciones turísticas ocasionan un cambio de comportamiento temporal, como cambios de ruta, velocidad de nado, cambio en el número promedio de soplos, tiempo de descanso o incluso cambios en la socialización (Clapham, 2000; Florez-Gonzalez et al., 2001; Amrein et al., 2020; Ávila et al., 2015).
	Golpes con embarcaciones	El incremento en el número de embarcaciones turísticas de avistamiento de ballenas aumenta el riesgo de colisión, lo que conlleva a posibles lesiones e incluso la muerte (Guzmán et al., 2013).

@Envato

APÉNDICES

Apéndice 1

Lista de criterios establecidos en orden de importancia

1. Es una especie cuya remoción podría tener un efecto desproporcionado en el ecosistema.
2. Es una especie indicadora del estado de conservación del ecosistema.
3. Es una especie vulnerable a la pesca incidental.
4. Es una especie cuya población va a responder a nuestras medidas de manejo regional.
5. Es una especie cuya distribución incluye múltiples AMP.
6. Es una especie con un amplio rango de distribución dentro del CMAR.
7. Es una especie vulnerable al comercio ilegal.
8. Es una especie que representa a todo un grupo de especies.
9. Es una especie que permite generar al menos un indicador costo-eficiente al largo plazo.
10. Es una especie vulnerable al cambio climático.
11. Es una especie que yo puedo monitorear con facilidad en mi país/es de acción.
12. Es importante que la especie esté amenazada.
13. Es una especie cuya población va a responder a nuestras medidas de manejo local.
14. Es una especie que usa diferentes ecosistemas durante su vida y/o migración.
15. Es una especie que ocupa hábitats costeros y pelágicos.
16. Es una especie que hace migraciones estacionales.
17. Es una especie que tiene una etapa de su vida en zonas costeras.
18. Es una especie de baja tasa reproductiva.
19. Es una especie de alto nivel trófico.
20. Es una especie que representa un servicio ecosistémico (detallar cuál/es).
21. Es una especie de importancia cultural y socioeconómica para las comunidades.
22. Es una especie comercial de pesca.
23. Es una especie que tiene agregaciones en mi país/es de acción.
24. Es una especie migratoria cuya presencia es fácilmente detectable.
25. Es una especie de interés comercial para el turismo.
26. Es una especie que cuenta con información previa para generar una línea base.
27. Es una especie regionalmente endémica (ojo que no nos interesa el endemismo local).
28. Es una especie de larga vida (más de 20 años).
29. Es una especie de crecimiento lento.
30. Es una especie vulnerable a colisiones con embarcaciones.
31. Es una especie vulnerable a la contaminación plástica (micro, macro, enredamientos).
32. Es una especie que se observa durante todo el año en cualquier área núcleo del CMAR.
33. Es una especie con un amplio rango de distribución global.
34. Es una especie común y poco abundante.
35. Es una especie de vida corta (menos de 20 años).
36. Es una especie carismática.
37. Es una especie de bajo nivel trófico.
38. Es una especie de crecimiento rápido.
39. Es una especie de alta tasa reproductiva.
40. Es importante que la especie sea de preocupación menor.

Apéndice 2

Tabla 30. *Criterios cumplidos de especies prioritarias seleccionadas.*

Criterios	Especies seleccionadas					
	S. lewini	*R. typus*	*C. mydas*	*M. novaeangliae*	*T. albacares*	*M. olfax*
Es una especie cuya remoción podría tener un efecto desproporcionado en el ecosistema	X		X	X	X	X
Es una especie indicadora del estado de conservación del ecosistema	X	X	X	X		X
Es una especie vulnerable a la pesca incidental	X	X		X	X	
Es una especie cuya población va a responder a nuestras medidas de manejo regional	X	X	X	X	X	X
Es una especie cuya distribución incluye múltiples AMP	X	X	X	X	X	X
Es una especie con un amplio rango de distribución dentro del CMAR	X	X	X	X	X	X
Es una especie vulnerable al comercio ilegal	X	X	X	X		
Es una especie que representa a todo un grupo de especies	X	X	X	X	X	X
Es una especie que permite generar al menos un indicador costo-eficiente al largo plazo	X	X	X	X	X	X
Es una especie vulnerable al cambio climático	X	X	X	X	X	
Es una especie que yo puedo monitorear con facilidad en mi país/es de acción	X	X	X	X	X	X
Es importante que la especie esté amenazada	X	X		X		
Es una especie cuya población va a responder a nuestras medidas de manejo local	X		X			X
Es una especie que usa diferentes ecosistemas durante su vida y/o migración	X	X		X	X	
Es una especie que ocupa hábitats costeros y pelágicos	X	X	X	X		X
Es una especie que hace migraciones estacionales	X	X		X	X	
Es una especie que tiene una etapa de su vida en zonas costeras	X	X	X	X	X	X
Es una especie de baja tasa reproductiva	X	X		X	X	
Es una especie de alto nivel trófico	X		X			

Es una especie que representa un servicio ecosistémico (detallar cuál/es)	X	X	X	X	X	X
Es una especie de importancia cultural y socioeconómica para las comunidades	X	X	X	X	X	X
Es una especie comercial de pesca	X		X			X
Es una especie que tiene agregaciones en mi país/es de acción	X	X	X	X	X	X
Es una especie migratoria cuya presencia es fácilmente detectable	X	X	X	X	X	
Es una especie de interés comercial para el turismo	X	X	X	X	X	
Es una especie que cuenta con información previa para generar una línea base	X	X	X	X	X	X
Es una especie regionalmente endémica (ojo que no nos interesa el endemismo local)						X
Es una especie de larga vida (más de 20 años)	X	X		X	X	
Es una especie de crecimiento lento	X	X		X	X	
Es una especie vulnerable a colisiones con embarcaciones		X		X	X	
Es una especie vulnerable a la contaminación plástica (micro, macro, enredamientos)	X	X	X	X	X	
Es una especie que se observa durante todo el año en cualquier área núcleo del CMAR	X		X	X		X
Es una especie con un amplio rango de distribución global	X	X	X	X	X	
Es una especie común y poco abundante	X			X		
Es una especie de vida corta (menos de 20 años)			X			
Es una especie carismática	X	X		X	X	
Es una especie de bajo nivel trófico		X		X	X	
Es una especie de crecimiento rápido			X			X
Es una especie de alta tasa reproductiva			X			X
Es importante que la especie sea de preocupación menor			X		X	

Apéndice 3

Colaboradores y participantes para la selección de especies y de indicadores.

Nombre	Institución
Adriana NG	CMAR
Alejandra Mendoza	Ecoceánica
Alex Hearn	USFQ/ MigraMar
Ana María Rivera	PNNC
Angelica Barrera	Sharky Management and Consulting
Angelica Moreno Abdelnur	PNNC
Angélica Quintero	PNNC
Camila Esperanza Salazar	PNNC
Candy Real	Smitshonian Tropical Research Institute
Carlos Andrés Guzmán	PNNC
Carlos Chacón	GFW
Carlos Polo	Sharky Managament and Consulting
Catalina Sánchez Posada	CCO
Cesar Fernando García	PNNC
César Fernando García	PNNC
Cesar Peñaherrera	MigraMar
Cyrille Barnerias	Oficina francesa de biodiversidad
Damián Pardo	CI
Dan Ovando	CIAT
Debbie López-Núñez	Fundación Amigos de la Isla del Coco
Deni Ramírez Macias	Save Our Seas Foundation
Diana Eusse	Asociación Calidris
Diana Pazmiño	USFQ
Diego Torres	PNIC
Digna Barsallo	MiAmbiente
Eddy Araujo	PNG
Edgar Morales	MiAmbiente
Eduardo Espinoza	PNG
Elpis J Chávez	CREMA
Erendida Frías	Parque Nacional Revillagigedo

Nombre	Institución
Erick Ross Salazar	MigraMar
Esteban Duque Mesa	Fundación Malpelo
Esteban Herrera	PNIC
Felipe Ladino	Fundación Malpelo
Felipe Muriel Hoyos	PNNC
Felipe Muriel Hoyos	PNNC
Felipe Vallejo	Equilibrio Azul
Fernanda Raygoza	Pelagios Kakunja
Frida Lara	Orgcas
Geiner Golfin	SINAC
George Shillinger	Upwell
Gonzalo Araujo	MARECO/ Qatar University
Gustavo Lara	Ministerio de Ambiente
Guy Stevens	Manta Trust
Harry Reyes	PNG
Héctor Guzmán	Smitshonian Tropical Research Institute
Héctor Valencia	PNNC
Inti Keith	Fundación Charles Darwin
Irene Ortiz	ATP, Autoridad Turismo Panamá
Jack Hernández	CI
James Ketchum	Pelagios Kakunja
Jan Kleine Buning	GIZ
Jen Sawada	Pew Bertarelli Ocean Legacy
Jennifer Suarez	PNG
John Dorado Roncancio	Ministerio de Ambiente
Jon López	CIAT
Jorge Urban	UABCS
José Julio Casas	CMAR
Jose Miguel Carvajal	INCOPESCA
José Tavera	Universidad del Valle

Nombre	Institución
Juan Manuel Diaz	MarViva
Judith Denkinger	Ocean Museum Germany
Kare Kumli	Pacific Mnata Rsearch Group
Karl Campbell	Re: wild
Keyla Castro	PNG
Kristina Raab	Global Fishing Watch
Laura Camacho	Ministerio de Ambiente
Leyka Martínez	ARAP
Lilian Barreto Sánchez	Fundación MarViva
Liliana Rodríguez	Fundación MarVIva
Lissette Trejos	MiAmbiente
Lucia Vargas	CIMAR
Luis Chasqui	INVEMAR
Luisa Maldonado	PNNC
Marco Quesada	Conservación Internacional
María Camila Castellanos	DAMCRA
María Fernanda Cuartas	CMAR
María Virginia Gabela	MigraMar
Marieli González	MiAmbiente
Mario Espinoza	CIMAR
Marta Cambra	MigraMar
Mauricio Hoyos	Pelagios Kakunja
Milagro Garrido	MiAmbiente
Milagro Garrido	MiAmbiente
Milagros Garrido	MiAmbiente Panamá
Moisés Mug	FECOP
Mónica Espinoza	GFW
Osvaldo Hernández	Parque Nacional Revillagigedo
Robert Rubin	Santa Rosa Junio College
Rodrigo Hucke- Gaete	Centro Ballena Azul/Universidad Austral Chile

Nombre	Institución
Rodrigo Lozano	PNNC
Rotney Piedra	SINAC
Salvador Siu	CIAT
Sandra Bessudo	Fundación Malpelo
Sandra Gamboa	PNG
Shirley Binder	Pew Bertarelli Ocean Legacy
Simon J Pierce	Marine Megafauna Foundation
Sofia Green	Galapagos Whale Shark Project
Stuart Banks	FCD
Susana Cárdenas	USFQ
Todd Steiner	Turtle Island Restoration Network
Walter Bustos	Consultor independiente
Yannis Papastamatiou	Florida International University

REFERENCIAS

Capítulo 1: Plan de monitoreo regional de especies prioritarias

Buckland, S.T. and Johnston, A., 2017. Monitoring the biodiversity of regions: Key principles and possible pitfalls. Biological Conservation, 214, pp.23-34.operation. Marine Policy, 87, pp.212-225.

Butchart, S.H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R.E., Baillie, J.E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J. and Carpenter, K.E., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science, 328(5982), pp.1164-1168.

CMAR. (2023). Pacífico Este Tropical. Extraído el 20 de marzo del 2024 desde: https://www.cmarpacifico.org/donde-trabajamos/pacifico-este-tropical

Edgar, G.J., Banks, S., Fariña, J.M., Calvopiña, M. and Martínez, C., 2004. Regional biogeography of shallow reef fish and macro‐invertebrate communities in the Galapagos archipelago. Journal of Biogeography, 31(7), pp.1107-1124.

Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. and Gibbs, J.P., 2001. Monitoring plant and animal populations: a handbook for field biologists. John Wiley & Sons.

Enright, S.R., Meneses-Orellana, R. and 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, p.569.

Fancy, S.G. and Bennetts, R.E., 2012. Institutionalizing an effective long-term monitoring program in the US National Park Service. Design and analysis of long-term ecological monitoring studies, pp.481-497.

Fiedler, P.C. and Lavín, M.F., 2017. Oceanographic conditions of the eastern tropical Pacific. Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and loss in a dynamic environment, pp.59-83.

Glynn, P.W. and Ault, J.S., 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. Coral reefs, 19, pp.1-23.

Kessler, W. S. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. Progress in Oceanography, 69(2-4), 181-217.

Lee, W., McGlone, M. and Wright, E., 2005. A review of national and international systems and a proposed framework for future biodiversity monitoring by the Department of Conservation. Landcare Research, Wellington.

Martin, S.L., Ballance, L.T. and Groves, T., 2016. An ecosystem services perspective for the oceanic Eastern Tropical Pacific: Commercial fisheries, carbon storage, recreational fishing, and biodiversity. Frontiers in Marine Science, 3, p.50.

Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation biology, 4(4), pp.355-364.

The Nature Conservancy, Amazon Conservation Team. Protocolo de monitoreo de Biodiversidad. 2019. Colombia

Polidoro, B.A., Brooks, T., Carpenter, K.E., Edgar, G.J., Henderson, S., Sanciangco, J. and Robertson, D.R., 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. Marine Ecology Progress Series, 448, pp.93-104.

Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M.A.X., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A.L., Lourie, S.A. and Martin, K.D., 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. BioScience, 57(7), pp.573-583.

Sullivan, S.y Bustamante G., 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy, Arlington, VA(USA). 141, p.1999.

Tucker, G., 2005. Guidelines for biodiversity assessment and monitoring for protected areas. King Mahendra Trust.

Capítulo 2: Tiburón martillo

Alava, J.J., Barragán-Paladines, M.J., Denkinger, J., Muñoz-Abril, L., Jiménez, P., Paladines, F., Valle, C., Tirapé, A., Gaibor, N., Calle, M. and Calle, P., 2017. Massive Chinese fleet jeopardizes threatened shark species around the Galápagos marine reserve and waters off Ecuador: Implications for national and international fisheries policy. International Journal of Fisheries Sci Res, 1(1), p.1001.

Aldana Moreno, A., 2020. Movimientos, residencia y preferencias ambientales del tiburón martillo en dos archipiélagos: Revillagigedo y Espíritu Santo, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).

Alejo-Plata, C., Gómez-Márquez, J.L., Ramos, S. and Herrera, E., 2007. Presencia de neonatos y juveniles del tiburón martillo Sphyrna lewini (Griffith & Smith, 1834) y del tiburón sedoso Carcharhinus falciformis (Müller & Henle, 1839) en la costa de Oaxaca, México. Revista de biología marina y oceanografía, 42(3), pp.403-413.

Anislado, T.V., 2000. Ecología pesquera del tiburón martillo Sphyrna lewini (Griffith y Smith, 1834) en el litoral del estado de Michoacán, México. Universidad Nacional Autónoma de México. 145pp.

Angel-Moreno A, Hernández-Guzmán, F.A., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Sánchez-González, A. and Ramírez-Álvarez, N., 2022. Organochlorine pesticides in immature scalloped hammerheads Sphyrna lewini from the western coast of the Gulf of California, Mexico: Bioaccumulation patterns and human exposure. Science of The Total Environment, 806, p.151369.

Arias, A. and Pressey, R.L., 2016. Combatting illegal, unreported, and unregulated fishing with information: a case of probable illegal fishing in the tropical Eastern Pacific. Frontiers in Marine Science, 3, p.13.

Ayres, K.A., Lara-Lizardi, F., Roberts, C.M., Pisco-Limones, W., Klimley, P., Jorgensen, S.J., Galván-Magaña, F., Hoyos-Padilla, M. and Ketchum, J.T., 2024. Local diver knowledge reveals decline in scalloped hammerhead sharks (Sphyrna lewini) at seamounts in the southwestern Gulf of California. Marine Policy, 159, p.105915.

Barreto, R., Ferretti, F., Flemming, J.M., Amorim, A., Andrade, H., Worm, B. and Lessa, R., 2016. Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. Conservation biology, 30(4), pp.792-804.

Baum, J.K. and Blanchard, W., 2010. Inferring shark population trends from generalized linear mixed models of pelagic longline catch and effort data. Fisheries Research, 102(3), pp.229-239.

Bessudo, S., Soler, G.A., Klimley, A.P., Ketchum, J.T., Hearn, A. and Arauz, R., 2011a. 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, pp.165-176.

Bessudo, S., Soler, G.A., Klimley, P.A., Ketchum, J., Arauz, R., Hearn, A., Guzmán, A. and Calmettes, B., 2011b. Vertical and horizontal movements of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) around Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, 40, pp.91-106.

Bonaccorso, E., Ordóñez-Garza, N., Pazmiño, D.A., Hearn, A., Páez-Rosas, D., Cruz, S., Muñoz-Pérez, J.P., Espinoza, E., Suárez, J., Muñoz-Rosado, L.D. and Vizuete, A., 2021. International fisheries threaten globally endangered sharks in the Eastern Tropical Pacific Ocean: the case of the Fu Yuan Yu Leng 999 reefer vessel seized within the Galápagos Marine Reserve. Scientific Reports, 11(1), p.14959.

Bravo-Ormaza, E., Arauz, R., Bessudo, S., Hearn, A., Klimley, A.P., Ladino-Archila, F., López-Macías, J., Steiner, T. and Peñaherrera-Palma, C., 2023. Scalloped hammerhead shark Sphyrna lewini relative abundance comparison in three offshore marine protected areas of the Eastern Tropical Pacific. Environmental Biology of Fishes, pp.1-18.

Brittain, R., 2016. Assessing interactions between marine megavertebrates and small-scale fisheries on the Pacific coast of Guatemala.

Caballero, S., Cardenosa, D., Soler, G. and Hyde, J., 2012. Application of multiplex PCR approaches for shark molecular identification: feasibility and applications for fisheries management and conservation in the Eastern Tropical Pacific. Molecular Ecology Resources, 12(2), pp.233-237.

Cailliet, G.M., Smith, W.D., Mollet, H.F. and Goldman, K.J., 2006. Age and growth studies of chondrichthyan fishes: the need for consistency in terminology, verification, validation, and growth function fitting. Environmental Biology of Fishes, 77, pp.211-228.

Cambra, M., Lara-Lizardi, F., Peñaherrera-Palma, C., Hearn, A., Ketchum, J.T., Zarate, P., Chacón, C., Suárez-Moncada, J., Herrera, E. and Espinoza, M., 2021. A first assessment of the distribution and abundance of large pelagic species at Cocos Ridge seamounts (Eastern Tropical Pacific) using drifting pelagic baited remote cameras. PloS One, 16(11), p.e0244343.

Carr, L.A., Stier, A.C., Fietz, K., Montero, I., Gallagher, A.J. and Bruno, J.F., 2013. Illegal shark fishing in the Galápagos Marine Reserve. Marine Policy, 39, pp.317-321.

Chávez, E.J., Arauz, R., Bravo-Ormaza, E., De la Llata-Quiroga, E., González, A., Guzmán, H., Hearn, A., Herrera, H., Ross-Salazar, E.; Vera, A. & Worm, B., 2023. Challenges and opportunities for the conservation of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) in the Eastern Tropical Pacific. MigraMar. Costa Rica.

Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H. and Shivji, M.S., 2006. Global estimates of shark catch-

es using trade records from commercial markets. Ecology letters, 9(10), pp.1115-1126.

Coiraton, C., Amezcua, F. and Salgado-Ugarte, I.H., 2017. Estructura de longitudes de las capturas del tiburón Sphyrna lewini. Ciencia

Compagno, L. J. V.,1984. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date, pt. 2: Carcharhiniformes. FAO Species Catalogue, 4(2).

Cubero-Pardo, P., Herrón, P. and Gonzalez-Perez, F., 2011. Shark reactions to scuba divers in two marine protected areas of the Eastern Tropical Pacific. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 21(3), pp.239-246.

Dulvy, N.K., Fowler, S.L., Musick, J.A., Cavanagh, R.D., Kyne, P.M., Harrison, L.R., Carlson, J.K., Davidson, L.N., Fordham, S.V., Francis, M.P. and Pollock, C.M., 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. elife, 3, p.e00590.

Espinoza, M., Araya-Arce, T., Chaves-Zamora, I., Chinchilla, I. and Cambra, M., 2020. Monitoring elasmobranch assemblages in a data-poor country from the Eastern Tropical Pacific using baited remote underwater video stations. Scientific reports, 10(1), p.17175.

Elizondo-Sancho, M., Rodríguez-Arriatti, Y., Albertazzi, F.J., Bonilla-Salazar, A., Arauz-Naranjo, D., Arauz, R., Areano, E., Avalos-Castillo, C.G., Brenes, Ó., Chávez, E.J. and Dominici-Arosemena, A., 2022. Population structure and genetic connectivity of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) across nursery grounds from the Eastern Tropical Pacific: Implications for management and conservation. Plos one, 17(12), p.e0264879.

FAO, 2007. The world's mangroves 1980–2005: a thematic study prepared in the framework of the global forest resources assessment 2005.

Fiedler, P.C. and Lavín, M.F., 2017. Oceanographic conditions of the eastern tropical Pacific. Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and loss in a dynamic environment, pp.59-83.

Gelsleichter, J. and Walker, C.J., 2010. Pollutant exposure and effects in sharks and their relatives. In Sharks and their relatives II (pp. 507-554). CRC Press.

González-Andrés, C., Sánchez-Lizaso, J.L., Cortés, J. and Pennino, M.G., 2020. Illegal fishing in Isla del Coco National Park: Spatial-temporal distribution and the economic trade-offs. Marine Policy, 119, p.104023.

Guzman, H.M., Cipriani, R., Vega, A.J. and Morales‐Saldaña, J.M., 2020. Fisheries and conservation assessment of sharks in Pacific Panama. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 30(2), pp.315-330.

Hall, M. and Roman, M., 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. FAO fisheries and aquaculture technical paper, (568), p.I.

Harasti, D., Lee, K.A., Laird, R. and Bay, N.S.W., Use of stereo baited remote underwater video systems (stereo-BRUVs) to estimate presence and size of white sharks Carcharodon carcharias.

Harvey, E., Fletcher, D. and Shortis, M., 2001. Improving the statistical power of length estimates of reef fish: a comparison of estimates determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. Fishery bulletin-national oceanic and atmospheric administration, 99(1), pp.72-80.

Hearn, A., Ketchum, J., Klimley, A.P., Espinoza, E. and Penaherrera, C., 2010. Hotspots within hotspots? hammerhead shark movements around wolf island, galapagos marine reserve. Marine Biology, 157, pp.1899-1915.

Heupel, M.R., Carlson, J.K. and Simpfendorfer, C.A., 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. Marine ecology progress series, 337, pp.287-297

Ixquiac-Cabrera, M. de J., Bocanegra, M., Hernández-Estrada, J. A., & Marroquín, J.,2016. Informe sobre recopilación de información biológica y de aprovechamiento de tiburón a pequeña escala para la subsistencia de las comunidades pesqueras y Aplicación de la Guía Práctica sobre la CITES y los medios de subsistencia. Documento técnico No. 32-2016. CONAP. MAGA. Guatemala.

Jacquet, J., Alava, J.J., Pramod, G., Henderson, S. and Zeller, D., 2008. In hot soup: sharks captured in Ecuador's waters. Environmental Sciences, 5(4), pp.269-283.

Jiao, Y., Cortés, E., Andrews, K. and Guo, F., 2011. Poor‐data and data‐poor species stock assessment using a Bayesian hierarchical approach. Ecological Applications, 21(7), pp.2691-2708.

Ketchum, J.T., Hearn, A., Klimley, A.P., Espinoza, E., Peñaherrera, C. and Largier, J.L., 2014. Seasonal changes in movements and habitat preferences of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) while refuging near an oceanic island. Marine Biology, 161, pp.755-767.

Klimley, A.P., 1981. Schooling of the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini, in the Gulf of California. Fish. Bull., 79, pp.356-360.

Klimley, A.P., 1987. The determinants of sexual segregation in the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini. Environmental Biology of Fishes, 18, pp.27-40.

Klimley, A.P. and Nelson, D.R., 1984. Diel movement patterns of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) in relation to El Bajo Espiritu Santo: a refuging central-position social system. Behavioral Ecology and Sociobiology, 15, pp.45-54.

Ladino Archila, F., Martínez-Mondragón, S.B., Duarte-Fajardo, M.A., Vélez, N. and Bessudo Lion, S., 2021. Monitoring of the status of eleven bony and cartilaginous fish populations in the Malpelo Sanctuary of Fauna and Flora, Colombian Pacific. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, 50(1), pp.105-120.

López-Garro, A., Zanella, I., Martínez, F., Golfín-Duarte, G. and Pérez-Montero, M., 2016. La pesca ilegal en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. Revista de Biología Tropical, 64(S1), pp.249-261.

Marcovecchio, J.E., Moreno, V.J. and Pérez, A., 1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca

estuary, Argentina. Marine Environmental Research, 31(4), pp.263-274.

Mukharror, D.A. and Ibrahim, S., 2022, December. Scalloped Hammerhead (Sphyrna lewini) Movement Behavior toward Diver in Banda Waters, Maluku. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 1119, No. 1, p. 012029). IOP Publishing.

Nance, H.A., Klimley, P., Galván-Magaña, F., Martínez-Ortíz, J. and Marko, P.B., 2011. Demographic processes underlying subtle patterns of population structure in the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini. PLoS One, 6(7), p.e21459.

Nalesso, E., 2014. Distribución espacio-temporal de los tiburones martillo, Sphyrna lewini, alrededor de la Isla del Coco (2005-2013), Pacífico Tropical Oriental (Doctoral dissertation, Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior, Baja California, México).

Nalesso, E., Hearn, A., Sosa-Nishizaki, O., Steiner, T., Antoniou, A., Reid, A., Bessudo, S., Soler, G., Klimley, A.P., Lara, F. and Ketchum, J.T., 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), p.e0213741.

Osgood, G.J., White, E.R. and Baum, J.K., 2021. Effects of climate-change-driven gradual and acute temperature changes on shark and ray species. Journal of Animal Ecology, 90(11), pp.2547-2559.

Pacheco-Chávez, B., Alfaro-Rodríguez, J., Marín-Alpizar, B., Carvajal-Rodríguez, J.M. and González-Rojas, M., 2020. Caracterización de la pesquería de palangre realizada por la flota costarricense comercial de mediana escala y avanzada dirigida a la captura de especies pelágicas en el océano pacífico de Costa Rica. Documento técnico no, 28, p.70.

Peñaaherrera-Palma, C.R., 2016. Abundance, distribution and conservation value of sharks in the Galápagos Marine Reserve (Doctoral dissertation, University of Tasmania).

Peñaherrera-Palma, C., Espinosa, E., Hearn, A.R., Ketchum, J., Semmens, J.M. and Klimley, P., 2017. Reporte del estado poblacional de los tiburones martillo en la Reserva Marina de Galápagos. Informe Galápagos, 2016, pp.127-131

Peñaherrera-Palma, C., van Putten, I., Karpievitch, Y.V., Frusher, S., Llerena-Martillo, Y., Hearn, A.R. and Semmens, J.M., 2018. Evaluating abundance trends of iconic species using local ecological knowledge. Biological Conservation, 225, pp.197-20

Pérez-Jiménez, J.C., 2014. Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (Sphyrna spp.) in Mexican Pacific waters. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 24, pp.671-683.

Pikitch, E.K., Camhi, M.D. and Babcock, E.A., 2008. Introduction to sharks of the open ocean. Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, pp.1-13.

Polo, C.J., Escobar, F.D., Puentes, V., & Alonso, J.C. (2014). Estado de los principales recursos pesqueros de Colombia - 2014. In V. Puentes, F.D. Escobar, C.J. Polo, & J.C. Alonso (eds.) Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP.

Rigby, C.L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A. and Pacoureau, N., 2019. Sphyrna lewini. The IUCN Red List of Threatened Species.

Román, M.H., Aires-da-Silva, A. and Vogel, N.W., 2018, May. Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the Eastern Pacific Ocean: Summary and analysis of available data. In IATTC-8th Meeting of the Working Group on Bycatch. La Jolla, California (Vol. 13).

Rodríguez, A. and Rosero, O., 2018. Caracterización y Análisis de la Presión de la Pesca Industrial en el Área de Conservación Marina Cocos y la Zona Económica Exclusiva aledaña de Costa Rica. Amigos Isla del Coco-Faico. San José, Costa Rica.

Rodriguez- Arriatti, Y.R., Tavares, R.A.F.A.E.L. and Alvarado, S., 2021. Assessment of the artisanal shark fishery in the Pacific coast of Panama highlights a high proportion of immature and threatened species. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 16(2), pp.189-195.

Rodriguez-Burgos, A.M., Briceño-Zuluaga, F.J., Jiménez, J.L.Á., Hearn, A., Peñaherrera-Palma, C., Espinoza, E., Ketchum, J., Klimley, P., Steiner, T., Arauz, R. and Joan, E., 2022. The impact of climate change on the distribution of Sphyrna lewini in the tropical eastern Pacific. Marine Environmental Research, 180, p.105696.

Rojas, J., Campos, J., Segura, Á., Campos, R. and Rodríguez, O., 2000. Shark fisheries in Central America a review and update. Uniciencia, 17(1), pp.49-56.

Salinas-de-León, P., Hoyos-Padilla, E.M. and Pochet, F., 2017. First observation on the mating behaviour of the endangered scalloped hammerhead shark Sphyrna lewini in the Tropical Eastern Pacific. Environmental Biology of Fishes, 100(12), pp.1603-1608.

Sibaja-Cordero, J.A., 2008. Tendencias espacio-temporales de los avistamientos de fauna marina en los buceos turísticos (Isla del Coco, Costa Rica). Revista de Biología Tropical, 56(S2), pp.113-132.

Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K. and Walker, P.A., 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES Journal of Marine Science, 57(3), pp.476-494.

White, W.T., Last, P.R., Stevens, J.D. and Yearsly, G.K., 2006. Economically important sharks and rays of Indonesia (No. 435-2016-33677).

White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K., 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. Conser-

vation Biology, 29(4), pp.1186-1197.

Wong, C.J., James, D., Besar, N.A., Kamlun, K.U., Tangah, J., Tsuyuki, S. and Phua, M.H., 2020. Estimating Mangrove above-ground biomass loss due to deforestation in Malaysian Northern Borneo between 2000 and 2015 using SRTM and landsat images. Forests, 11(9), p.1018.

WHO, 2007. Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution (No. EUR/06/5067592). World Health Organization. Regional Office for Europe

Zambrano-Campos, D. M., 2014. Presencia de neonatos de la familia Sphyrnidae en redes de enmalle, desembarcados en el Puerto El Triunfo, Departamento de Usulután, y San Luís La Herradura, Departamento de La Paz, El Salvador.

Zanella, I., Garro, A.L. and Vargas, R.A., 2009. Caracterización de la pesca del tiburón martillo Sphyrna lewini, en la parte externa del Golfo de Nicoya, Costa Rica. Revista Ciencias Marinas y Costeras, 1(1), pp.175-195.

Zapata, Fernando A. and Robertson, D. Ross. 2007. How many species of shore fishes are there in the Tropical Eastern Pacific?. Journal of Biogeography, 34, (1) 38–51. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01586.x.

Capítulo 3: Tiburón ballena

Abreo, N.A.S., Blatchley, D. and Superio, M.D., 2019. Stranded whale shark (Rhincodon typus) reveals vulnerability of filter-feeding elasmobranchs to marine litter in the Philippines. Marine pollution bulletin, 141, pp.79-83.

Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty Jr, P.F., Hearn, A., Green, J.R., Paredes-Jarrín, J. and Salinas-de-León, P., 2014. Whale shark (Rhincodon typus) seasonal presence, residence time and habitat use at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. PLoS One, 9(12), p.e115946.

Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty Jr, P.F., Hearn, A., Green, J.R., Paredes-Jarrín, J. and Salinas-de-León, P., 2016. On their way to pupping grounds?: Unprecedented parade of large female whale sharks at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. QScience Proceedings, 2016(2), p.2.

Ahn, S.E. and Sohn, D., 2023, October. Northward habitat expansion of whale shark (Rhincodon typus) in the Western Pacific region. In PICES 2023 Annual meeting. The North Pacific Marine Science Organization (PICES).

Akhilesh, K.V., Shanis, C.P.R., White, W.T., Manjebrayakath, H., Bineesh, K.K., Ganga, U., Abdussamad, E.M., Gopalakrishnan, A. and Pillai, N.G.K., 2013. Landings of whale sharks Rhincodon typus Smith, 1828 in Indian waters since protection in 2001 through the Indian Wildlife (Protection) Act, 1972. Environmental biology of fishes, 96, pp.713-722.

Alava, M., et al. 2002. Fishery and trade of whale sharks and manta rays in the Bohol Sea, Philippines. Pp. 132-148. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (eds), Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop. Sabah, Malaysia, July 1997. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 25.

Allen, H.L., Stewart, B.D., McClean, C.J., Hancock, J. and Rees, R., 2021. Anthropogenic injury and site fidelity in Maldivian whale sharks (Rhincodon typus). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 31(6), pp.1429-1442.

Araujo, G., Lucey, A., Labaja, J., So, C.L., Snow, S. and Ponzo, A. 2014. Population structure and residency patterns of whale sharks, Rhincodon typus, at a provisioning site in Cebu, Philippines. PeerJ 2: e543.

Araujo, G., Agustines, A., Bach, S.S., Cochran, J.E., Parra-Galván, E.D.L., Parra-Venegas, R.D.L., Diamant, S., Dove, A., Fox, S., Graham, R.T. and Green, S.M., 2022. Improving sightings-derived residency estimation for whale shark aggregations: A novel metric applied to a global data set. Frontiers in Marine Science, p.1339.

Araujo, G., Labaja, J., Snow, S., Huveneers, C. and Ponzo, A., 2020. Changes in diving behaviour and habitat use of provisioned whale sharks: implications for management. Scientific Reports, 10(1), pp.1-12.

Borrell, A., Aguilar, A., Gazo, M., Kumarran, R.P. and Cardona, L., 2011. Stable isotope profiles in whale shark (Rhincodon typus) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. Environmental Biology of Fishes, 92, pp.559-567.

Bradshaw, C.J., Fitzpatrick, B.M., Steinberg, C.C., Brook, B.W. and Meekan, M.G. 2008. Decline in whale shark size and abundance at Ningaloo Reef over the past decade: the world's largest fish is getting smaller. Biological Conservation 141: 1894-1905.

Bucaram, S.J., Hearn, A., Trujillo, A.M., Rentería, W., Bustamante, R.H., Morán, G., Reck, G. and García, J.L., 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

Buckland, S.T. and Johnston, A., 2017. Monitoring the biodiversity of regions: Key principles and possible pitfalls. Biological Conservation, 214, pp.23-34.operation. Marine Policy, 87, pp.212-225.

Butchart, S.H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R.E., Baillie, J.E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J. and Carpenter, K.E., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science, 328(5982), pp.1164-1168.

Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W. and Karl, S.A., 2007. Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (Rhincodon typus). Molecular Ecology, 16(24), pp.5183-5192.

Chami, R., Cosimano, T., Fullenkamp, C. and Oztosun, S., 2019. Nature's solution to climate change. Finance and Development Magazine, 56, pp.34-38.

Chen, C.T., Liu, K.M. and Joung, S.J., 2002. Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. In Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997, pp. 162-167.

Chivers, W.J., Walne, A.W. and Hays, G.C., 2017. Mismatch between marine plankton range movements and the velocity of climate change. Nature communications, 8(1), p.14434.

Clarke, S.C., 2004. Shark product trade in Hong Kong and mainland China and implementation of the CITES shark listings.

CITES. 2002. Inclusion of the whale shark (Rhincodon typus) on Appendix II of CITES. Proposal 12.35 presented at the 12th Meeting of the Conference of the Parties, Santiago, Chile.

CMS. Sharks MOU Species Fact Sheet- whale shark. UNEP. November 2019

Dove, A.D., Meekan, M.G. and McClain, C.R., 2021. How and Why Is the Whale Shark the World's Largest Fish?. Whale Sharks: Biology, Ecology, and Conservation, pp.1-12.

Edgar, G.J., Banks, S., Fariña, J.M., Calvopiña, M. and Martínez, C., 2004. Regional biogeography of shallow reef fish and macro-invertebrate communities in the Galapagos archipelago. Journal of Biogeography, 31(7), pp.1107-1124.

Eckert, S.A. and Stewart, B.S., 2001. Telemetry and satellite tracking of whale sharks, Rhincodon typus, in the Sea of Cortez, Mexico, and the north Pacific Ocean. The behavior and sensory biology of elasmobranch fishes: an anthology in memory of Donald Richard Nelson, pp.299-308.

Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. and Gibbs, J.P., 2001. Monitoring plant and animal populations: a handbook for field biologists. John Wiley & Sons.

Estes, J.A., Heithaus, M., McCauley, D.J., Rasher, D.B. and Worm, B., 2016. Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. Annual Review of Environment and Resources, 41, pp.83-116.

Enright, S.R., Meneses-Orellana, R. and 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, p.569.

Escalle, L., Murua, H., Amande, J.M., Arregui, I., Chavance, P., Delgado de Molina, A., Gaertner, D., Fraile, I., Filmalter, J.D., Santiago, J. and Forget, F., 2016. Post‐capture survival of whale sharks encircled in tuna purse‐seine nets: tagging and safe release methods. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 26(4), pp.782-789.

Escalle, L., Gaertner, D., Chavance, P., Murua, H., Simier, M., Pascual-Alayón, P.J., Ménard, F., Ruiz, J., Abascal, F. and Mérigot, B., 2019. Catch and bycatch captured by tropical tuna purse-seine fishery in whale and whale shark associated sets: comparison with free school and FAD sets. Biodiversity and conservation, 28, pp.467-499.

Fancy, S.G. and Bennetts, R.E., 2012. Institutionalizing an effective long-term monitoring program in the US National Park Service. Design and analysis of long-term ecological monitoring studies, pp.481-497.

Fiedler, P.C. and Lavín, M.F., 2017. Oceanographic conditions of the eastern tropical Pacific. Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and loss in a dynamic environment, pp.59-83.

Fossi, M.C., Baini, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finoia, M.G. and Ramírez-Macías, D., 2017. Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 199, pp.48-58

Germanov, E.S., Marshall, A.D., Hendrawan, I.G., Admiraal, R., Rohner, C.A., Argeswara, J., Wulandari, R., Himawan, M.R. and Loneragan, N.R., 2019. Microplastics on the menu: plastics pollute Indonesian manta ray and whale shark feeding grounds. Frontiers in Marine Science, 6, p.679.

Glynn, P.W. and Ault, J.S., 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. Coral reefs, 19, pp.1-23.

Haetrakul, T., Munanansup, S., Assawawongkasem, N. And Chansue, N., 2009. A case report: Stomach foreign object in whaleshark (Rhincodon typus) stranded in Thailand. In Proceedings of the 4th International Symposium on SEASTAR2000 and Asian Bio-logging Science (the 8th SEASTAR2000 Workshop) (pp. 83-85). Graduate school of Informatics, Kyoto University.

Harvey-Carroll, J., Stewart, J.D., Carroll, D., Mohamed, B., Shameel, I., Zareer, I.H., Araujo, G. and Rees, R., 2021. The impact of injury on apparent survival of whale sharks (Rhincodon typus) in South Ari Atoll Marine Protected Area, Maldives. Scientific Reports, 11(1), p.937.

Harley, S., Williams, P. and Rice, J. 2013. Spatial and temporal distribution of whale sharks in the western and central Pacific Ocean based on observer data and other data sources. Western and Central Pacific Fisheries Commission, Pohnpei.

Hearn, A.R., Green, J.R., Peñaherrera-Palma, C., Reynolds, S., Rohner, C.A., Román, M. and Sequeira, A.M., 2021. Whale Shark Movements and Migrations. Whale Sharks: Biology, Ecology, and Conservation, pp.105-127.

Heyman, W.D., Graham, R.T., Kjerfve, B. and Johannes, R.E., 2001. Whale sharks Rhincodon typus aggregate to feed on fish spawn in Belize. Marine Ecology Progress Series, 215, pp.275-282.

Hoffmayer, E.R., Franks, J.S., Driggers III, W.B., Oswald, K.J. and Quattro, J.M., 2007. Observations of a feeding aggregation of whale sharks, Rhincodon typus, in the north central Gulf of Mexico. Gulf and Caribbean Research, 19(2), pp.69-73.

Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2008. Robust, comparable population metrics through collaborative photo-monitoring of whale sharks Rhincodon typus. Ecological Applications 18(222-233).

Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2009. Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks Rhincodon typus through collaborative photo-identification. Endangered Species Research 7: 39-53.

Hsu, H.H., Joung, S.J., Liao, Y.Y. and Liu, K.M., 2007. Satellite tracking of juvenile whale sharks, Rhincodon typus, in the Northwestern Pacific. Fisheries Research, 84(1), pp.25-31.

Hsu, H.H., Joung, S.J. and Liu, K. 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark Rhincodon typus in Taiwan. Journal of Fish Biology 80: 1595-1607.

Inter American Tuna Comission. Resolution C-19-06. Conservation of whale Sharks. August 2019.

Jâms, I.B., Windsor, F.M., Poudevigne-Durance, T., Ormerod, S.J. and Durance, I., 2020. Estimating the size distribution of plastics ingested by animals. Nature Communications, 11(1), p.1594.

Kessler, W. S. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. Progress in Oceanography, 69(2-4), 181-217.

Lee, W., McGlone, M. and Wright, E., 2005. A review of national and international systems and a proposed framework for future biodiversity monitoring by the Department of Conservation. Landcare Research, Wellington.

Li, W., Wang, Y. and Norman, B., 2012. A preliminary survey of whale shark Rhincodon typus catch and trade in China: an emerging crisis. Journal of Fish Biology, 80(5), pp.1608-1618.

Martin, S.L., Ballance, L.T. and Groves, T., 2016. An ecosystem services perspective for the oceanic Eastern Tropical Pacific: Commercial fisheries, carbon storage, recreational fishing, and biodiversity. Frontiers in Marine Science, 3, p.50.

Motta, P.J., Maslanka, M., Hueter, R.E., Davis, R.L., De la Parra, R., Mulvany, S.L., Habegger, M.L., Strother, J.A., Mara, K.R., Gardiner, J.M. and Tyminski, J.P., 2010. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks Rhincodon typus during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. Zoology, 113(4), pp.199-212.

Mulder, E.M., 2016. Finding the balance between tourism and conservation: the pathway to safe and sustainable whale shark tourism in south-ari Atoll (Doctoral dissertation, The University of Edinburgh).

The Nature Conservancy, Amazon Conservation Team. Protocolo de monitoreo de Biodiversidad. 2019. Colombia

Norman, B.M., Holmberg, J.A., Arzoumanian, Z., Reynolds, S., Wilson, R.P., Gleiss, A.C., Rob, D., Pierce, S.J., de la Parra, R., Galvan, B. and Ramirez-Macias, D., 2017. Understanding constellations:'citizen scientists' elucidate the global biology of a threatened marine mega-vertebrate. BioScience, 67, pp.1029-1043.

Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation biology, 4(4), pp.355-364.

OFP, S., 2012. Summary information on whale shark and cetacean interactions in the tropical WCPFC purse seine fishery. Document WCPFC8-2011-IP-01, Rev. 1, 18 January

Parton, K.J., Galloway, T.S. and Godley, B.J., 2019. Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. Endangered Species Research, 39, pp.173-190.

Peñaherrera-Palma, C., Arauz, R., Bessudo, S., Bravo-Ormaza, E., Chassot, O., Chinacalle-Martínez, N., Espinoza, E., Forsberg, K., García-Rada, E., Guzmán, H. and Hoyos, M., 2018. Justificación biológica para la creación de la MigraVía Coco-Galápagos. MigraMar y Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Manabí. Portoviejo, Manabí, Ecuador.

Pierce, S.J. and Norman, B., 2016. Rhincodon typus. The IUCN red list of threatened species, pp. e-T19488A2365291.

Pierce, S.J., Grace, M.K. and Araujo, G., 2021 (a). Conservation of Whale Sharks. In Whale Sharks: Biology, Ecology, and Conservation (pp. 267-300). CRC Press.

Pierce, S.J., Pardo, S.A., Rohner, C.A., Matsumoto, R., Murakumo, K., Nozu, R., Dove, A.D., Perry, C. and Meekan, M.G., 2021. Whale Shark Reproduction, Growth, and Demography. In Whale Sharks: Biology, Ecology, and Conservation (pp.13-40). CRC Press.

Pirotta, V., Grech, A., Jonsen, I.D., Laurance, W.F. and Harcourt, R.G., 2019. Consequences of global shipping traffic for marine giants. Frontiers in Ecology and the Environment, 17(1), pp.39-47.

Polidoro, B.A., Brooks, T., Carpenter, K.E., Edgar, G.J., Henderson, S., Sanciangco, J. and Robertson, D.R., 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. Marine Ecology Progress Series, 448, pp.93-104.

Pravin, P.C.F.P.D.A., 2000. Whale shark in the Indian coast–need for conservation. Current science, 79(3), pp.310-315.

Ramírez-Macías, D., Vázquez-Haikin, A. and Vázquez-Juárez, R., 2012. Whale shark Rhincodon typus populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. Endangered Species Research, 18(2), pp.115-128.

Reynolds, S.D., Norman, B.M., Beger, M., Franklin, C.E. and Dwyer, R.G., 2017. Movement, distribution and marine reserve use by an endangered migratory giant. Diversity and Distributions, 23(11), pp.1268-1279.

Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S.S., Rohner, C.A., Jabado, R.W., Ormond, R. and Pierce, S.J., 2017. Some like it hot: repeat migration and residency of whale sharks within an extreme natural environment. PLoS One, 12(9), p.e0185360.

Rockwood, L.L., 2015. Introduction to population ecology. John Wiley & Sons.

Rohner, C.A., Cochran, J.E., Cagua, E.F., Prebble, C.E., Venables, S.K., Berumen, M.L., Kuguru, B.L., Rubens, J., Brunnschweiler, J.M. and Pierce, S.J., 2020. No place like home? High residency and predictable seasonal movement of whale sharks off Tanzania. Frontiers in Marine Science, 7, p.423.

Rohner, C.A. and Prebble, C.E., 2021. Whale Shark Foraging, Feeding, and Diet. Whale Sharks: Biology, Ecology, and Conservation, pp.153-180.

Rohner, C.A., Richardson, A.J., Jaine, F.R., Bennett, M.B., Weeks, S.J., Cliff, G., Robinson, D.P., Reeve-Arnold, K.E. and Pierce, S.J., 2018. Satellite tagging highlights the importance of productive Mozambican coastal waters to the ecology and conservation of whale sharks. PeerJ, 6, p.e4161.

Roman, J. and McCarthy, J.J., 2010. The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. PloS one, 5(10), p.e13255.

Rowat, D. and Brooks, K.S., 2012. A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark Rhincodon typus. Journal of fish biology, 80(5), pp.1019-1056.

Rowat, D. and Gore, M., 2007. Regional scale horizontal and local scale vertical movements of whale sharks in the Indian Ocean off Seychelles. Fisheries Research, 84(1), pp.32-40.

Rowat, D., Womersley, F.C., Norman, B.M. and Pierce, S.J., 2021. Global threats to whale sharks. Whale Sharks: Biology, Ecology, and Conservation, pp.239-265.

Riley, M., Hale, M., Harman, A. and Rees, R. 2010. Analysis of whale shark Rhincodon typus aggregations near South Ari Atoll, Maldives Archipelago. Aquatic Biology 8: 145-150.

Sánchez, L., Briceño, Y., Tavares, R., Ramírez-Macías, D. and Rodríguez, J.P., 2020. Decline of whale shark deaths documented by citizen scientist network along the Venezuelan Caribbean coast. Oryx, 54(5), pp.600-601.

Schleimer, A., Araujo, G., Penketh, L., Heath, A., McCoy, E., Labaja, J., Lucey, A. and Ponzo, A. 2015. Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. PeerJ 3: e1452.

Schmidt, J.V., 2021. Genetic Population Structure of Whale Sharks. Whale sharks: Biology, ecology, and conservation, pp.83-103.

Sequeira, A., Mellin, C., Rowat, D., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J., 2012. Ocean-scale prediction of whale shark distribution. Diversity and Distributions, 18(5), pp.504-518.

Silas, E.G. and Rajagopalan, M.S., 1963. On a recent capture of a whale shark (Rhincodon typus Smith) at Tuticorin, with a note on information to be obtained on whale sharks from Indian waters. Journal of the Marine Biological Association of India, 5(1), pp.153-157.

Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M.A.X., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A.L., Lourie, S.A. and Martin, K.D., 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. BioScience, 57(7), pp.573-583.

Steinke, D., Bernard, A.M., Horn, R.L., Hilton, P., Hanner, R. and Shivji, M.S., 2017. DNA analysis of traded shark fins and mobulid gill plates reveals a high proportion of species of conservation concern. Scientific reports, 7(1), p.9505.

Sullivan, S.y Bustamante G., 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy, Arlington, VA(USA). 141, p.1999.

Theberge, M.M. and Dearden, P. 2006. Detecting a decline in whale shark Rhincodon typus sightings in the Andaman Sea, Thailand, using ecotourist operator-collected data. Oryx 40: 337-342.

Thomson, J.A., Araujo, G., Labaja, J., McCoy, E., Murray, R. and Ponzo, A., 2017. Feeding the world's largest fish: highly variable whale shark residency patterns at a provisioning site in the Philippines. Royal Society Open Science, 4(9), p.170394.

Tucker, G., 2005. Guidelines for biodiversity assessment and monitoring for protected areas. King Mahendra Trust.

Vignaud, T.M., Maynard, J.A., Leblois, R., Meekan, M.G., Vázquez-Juárez, R., Ramírez-Macías, D., Pierce, S.J., Rowat, D., Berumen, M.L., Beeravolu, C. and Baksay, S., 2014. Genetic structure of populations of whale sharks among ocean basins and evidence for their historic rise and recent decline. Molecular ecology, 23(10), pp.2590-2601.

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. and Barnett, A., 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), p.e2117440119.

Yong, M.M.H., Leistenschneider, C., Miranda, J.A., Paler, M.K., Legaspi, C., Germanov, E., Araujo, G., Burkhardt-Holm, P. and Erni-Cassola, G., 2021. Microplastics in fecal samples of whale sharks (Rhincodon typus) and from surface water in the Philippines. Microplastics and Nanoplastics, 1(1), pp.1-9.

Ziegler, J., Dearden, P. and Rollins, R., 2012. But are tourists satisfied? Importance-performance analysis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. Tourism management, 33(3), pp.692-701.

Ziegler, J. and Dearden, P., 2021. Whale shark tourism as an incentive-based conservation approach. Whale sharks: Biology, ecology, and conservation, 109.

Capítulo 4: Tortuga verde

Araujo, G., Legaspi, C.G., Ferber, S., Murray, R., Burdett, K., Grundy, S., Labaja, J., Snow, S., Yaptinchay, A. and Ponzo, A., 2019. In-water methods reveal population dynamics of a green turtle Chelonia mydas foraging aggregation in the Philippines. Endangered Species Research, 40, pp.207-218.

Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. and Chaloupka, M.Y., 2005. Evaluating trends in abundance of immature green turtles, Chelonia mydas, in the greater Caribbean. Ecological Applications, 15(1), pp.304-314.

Blanco, G.S., 2010. Movements and behavior of the East Pacific green turtle (Chelonia mydas) from Costa Rica (Doctoral dissertation, Drexel University).

Chávez, J., 2018. Ecología poblacional de la tortuga verde (Chelonia mydas) en dos zonas de alimentación de la península de Baja California, México.

CIAT, 2022. SAC-13-10 Ecosystem considerations.

CIT, 2017. Estado De Conservación Y Uso De Hábitats De Las Tortugas Marinas En El Océano Pacífico Oriental.

Denkinger, J., Parra, M., Muñoz, J.P., Carrasco, C., Murillo, J.C., Espinosa, E., Rubianes, F. and Koch, V., 2013. Are boat strikes a threat to sea turtles in the Galapagos Marine Reserve?. Ocean & coastal management, 80, pp.29-35.

Eguchi, T., Seminoff, J.A., LeRoux, R.A., Dutton, P.H. and Dutton, D.L., 2010. Abundance and survival rates of green turtles in an urban environment: coexistence of humans and an endangered species. Marine Biology, 157, pp.1869-1877.

Engeman, R.M., Martin, R.E., Smith, H.T., Woolard, J., Crady, C.K., Shwiff, S.A., Constantin, B., Stahl, M. and Griner, J., 2005. Dramatic reduction in predation on marine turtle nests through improved predator monitoring and management. Oryx, 39(3), pp.318-326.

Fonseca, L.G., Arroyo-Arce, S., Thomson, I., Villachica, W.N., Rangel, E., Valverde, R.A., Plotkin, P.T. and Quiros-Pereira, W., 2020. Impacts of Jaguar predation on nesting sea turtles at Nancite Beach, Santa Rosa National Park, Costa Rica. Herpetological Conservation and Biology, 15(3), pp.547-557.

Fuentes, M.M.P.B., Limpus, C.J. and Hamann, M., 2011. Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change. Global Change Biology, 17(1), pp.140-153.

Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H. and Godley, B.J., 2009. Climate change and marine turtles. Endangered Species Research, 7(2), pp.137-154.

Kamrowski, R.L., Limpus, C., Moloney, J. and Hamann, M., 2012. Coastal light pollution and marine turtles: assessing the magnitude of the problem. Endangered Species Research, 19(1), pp.85-98.

Koch, V., 2013. 12. años de monitoreo de la tortuga negra (Chelonia mydas agassizii) en los sitios de crianza y alimentación en el noroeste de México. Reporte técnico. Grupo Tortuguero de Las Californias AC, La Paz, Baja California Sur.

López-Castro, M.C., Koch, V., Mariscal-Loza, A. and Nichols, W.J., 2010. Long-term monitoring of black turtles Chelonia mydas at coastal foraging areas off the Baja California Peninsula. Endangered Species Research, 11(1), pp.35-45.

Mancini, A. and Koch, V., 2009. Sea turtle consumption and black market trade in Baja California Sur, Mexico. Endangered Species Research, 7(1), pp.1-10.

Mancini, A., Elsadek, I. and Madon, B., 2015. When simple is better: comparing two sampling methods to estimate green turtles abundance at coastal feeding grounds. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 465, pp.113-120.

Mancini, A., Koch, V., Seminoff, J.A. and Madon, B., 2012. Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle Chelonia mydas mortality in Baja California Sur, Mexico. Oryx, 46(1), pp.69-77.

Mancini, A., Koch, V., Seminoff, J.A. and Madon, B., 2012. Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle Chelonia mydas mortality in Baja California Sur, Mexico. Oryx, 46(1), pp.69-77.

McClenachan, L., Jackson, J.B. and Newman, M.J., 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. Frontiers in Ecology and the Environment, 4(6), pp.290-296.

Pingo, S., Jiménez, A., Alfaro-Shigueto, J. and Mangel, J.C., 2017. Incidental capture of sea turtles in the artisanal gillnet fishery in Sechura Bay, northern Peru. Latin american journal of aquatic research, 45(3), pp.606-614.

Seminoff, J., Bustos, L., Quiñones, J. and Espinoza, E.,2018. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas Tendencias de Anidación de la Tortuga Verde (Chelonia mydas) en el Océano Pacífico Oriental: Actualización del Estado y Prioridades de Conservación.

Seminoff, J.A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.). 2023. Chelonia mydas (amended version of 2004 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T4615A247654386.

Seminoff, J.A., Alfaro Shigueto, J., Amorocho, D, Arauz, R., Baquero, A., Chacón, D., Gaos, A.R., Kelez, S., Mangel, J., Urteaga, J.O.S.E. and Wallace, B.P., 2012. Biology and conservation of sea turtles in the eastern Pacific Ocean: A general overview. Sea Turtles of the Eastern Pacific Ocean: research advances, conservation challenges and signs of success. University of Arizona Press, Tucson, Arizona, USA, pp.11-39.

Seminoff, J.A., Allen, C.D., Balazs, G.H., Dutton, P.H., Eguchi, T., Haas, H., Hargrove, S.A., Jensen, M., Klemm, D.L., Lauritsen, A.M. and MacPherson, S.L., 2015. Status review of the green turtle (Chelonia mydas) under the Engangered Species Act.

Sterling, E.J., McFadden, K.W., Holmes, K.E., Vintinner, E.C., Arengo, F. and Naro-Maciel, E., 2013. Ecology and conservation of marine turtles in a central Pacific foraging ground. Chelonian Conservation and Biology, 12(1), pp.2-16.

SWOT Scientific Advisory Board. 2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT) Minimum

SWOT Scientific Advisory Board. 2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT) Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring, version 1.0. Handbook, 28 pp.

Sykora-Bodie, S.T., Bezy, V., Johnston, D.W., Newton, E. and Lohmann, K.J., 2017. Quantifying nearshore sea turtle densities: applications of unmanned aerial systems

for population assessments. Scientific reports, 7(1), p.17690

Wallace, B.P., Kot, C.Y., DiMatteo, A.D., Lee, T., Crowder, L.B. and Lewison, R.L., 2013. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. Ecosphere, 4(3), pp.1-49.

Wallace, B.P., Kot, C.Y., DiMatteo, A.D., Lee, T., Crowder, L.B. and Lewison, R.L., 2013. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. Ecosphere, 4(3), pp.1-49.

Williams, J.L., Pierce, S.J., Fuentes, M.M. and Hamann, M., 2015. Effectiveness of recreational divers for monitoring sea turtle populations. Endangered Species Research, 26(3), pp.209-219.

Zárate, P., Bjorndal, K.A., Parra, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. and Bolten, A.B., 2013. Hatching and emergence success in green turtle Chelonia mydas nests in the Galápagos Islands. Aquatic Biology, 19(3), pp.217-229.

Capítulo 5: Bacalao de Galápagos

Edgar, G.J., Banks, S., Fariña, J.M., Calvopiña, M. and Martínez, C., 2004. Regional biogeography of shallow reef fish and macro-invertebrate communities in the Galapagos archipelago. Journal of Biogeography, 31(7), pp.1107-1124.

Erisman, B. & Craig, M.T. 2018. Mycteroperca olfax. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T14051A100466495. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T14051A100466495.en

Garrison, G., 2005. Peces de la Isla del Coco. Editorial INBio.

Nicolaides, F., Murillo, J.C., Toral, M.V. and Reck, G. 2002. Bacalao. In: Danulat, E. and Edgar, G.J. (eds), Galapagos Marine Reserve Baseline Biodiversity, pp. 146-165.

Reck, G.K., 1983. The coastal fisheries in the Galapagos Islands, Ecuador: Description and consequences for management in the context of marine environmental protection and regional development.

Salinas-de-León, P., Rastoin, E. and Acuña-Marrero, D., 2015. First record of a spawning aggregation for the tropical eastern Pacific endemic grouper Mycteroperca olfax in the Galapagos Marine Reserve. Journal of Fish Biology, 87(1), pp.179-186.

Soler, G.A., Bessudo, S. and Guzmán, A., 2013. Long term monitoring of pelagic fishes at Malpelo Island, Colombia. Lat Am J Conserv, 3(2), pp.28-37.

Usseglio, P., Friedlander, A.M., DeMartini, E.E., Schuhbauer, A., Schemmel, E. and de Léon, P.S., 2015. Improved estimates of age, growth and reproduction for the regionally endemic Galapagos sailfin grouper Mycteroperca olfax (Jenyns, 1840). PeerJ, 3, p.e1270.

Usseglio, P., Friedlander, A.M., Koike, H., Zimmerhackel, J., Schuhbauer, A., Eddy, T. and Salinas-de-Leon, P., 2016. So long and thanks for all the fish: overexploitation of the regionally endemic Galapagos Grouper Mycteroperca olfax (Jenyns, 1840). PloS one, 11(10), p.e0165167.

Zimmerhackel, J.S., Schuhbauer, A.C., Usseglio, P., Heel, L.C. and Salinas-de-Leon, P., 2015. Catch, bycatch and discards of the Galapagos Marine Reserve small-scale handline fishery. PeerJ, 3, p.e995.

Acevedo, A. and Smultea, M.A., 1995. First records of humpback whales including calves at Golfo Dulce and Isla del Coco, Costa Rica, suggesting geographical overlap of northern and southern hemisphere populations. Marine Mammal Science, 11(4), pp.554-560.

Álava, J.J., Barragán, M.J. and Denkinger, J., 2012. Assessing the impact of bycatch on Ecuadorian humpback whale breeding stock: A review with management recommendations. Ocean & coastal management, 57, pp.34-43.

Alzueta, J.C., Florez-Gonzalez, L. and Fernandez, P.F., 2001. Mortality and anthropogenic harassment of humpback whales along the Pacific coast of Colombia. Memoirs of the Queensland Museum, 47(2), pp.547-553.

Amrein, A.M., Guzmán, H.M., Surrey, K.C., Polidoro, B. and Gerber, L.R., 2020. Impacts of whale watching on the behavior of humpback whales (Megaptera novaeangliae) in the Coast of Panama. Frontiers in Marine Science, 7, 601277.

Askin, N., Belanger, M. and Wittnich, C., 2017. Humpback whale expansion and climate change: Evidence of foraging into new habitats. Journal of Marine Animals and Their Ecology, 9(1), pp.13-17.

Ávila, I.C., Correa, L.M. and Parsons, E.C.M., 2015. Whale-watching activity in Bahía Málaga, on the Pacific coast of Colombia, and its effect on humpback whale (Megaptera novaeangliae) behavior. Tourism in Marine Environments, 11(1), pp.19-32.

Ávila, I.C., Correa, L.M. and Van Waerebeek, K., 2017. Where humpback whales and vessel traffic coincide, a Colombian Pacific case study. Boletín Del Museo Nacional de Historia Natural, Chile, pp.11-19.

Alzueta, J.C., Florez-Gonzalez, L.. and Fernandez, P.F., 2001. Mortality and anthropogenic harassment of humpback whales along the Pacific coast of Colombia. Memoirs of the Queensland Museum, 47(2), pp.547-553.

Ballesteros, C.L., 2002. Efecto en las respiraciones e inmersiones de hembras con cría de Megaptera novaeangliae por las embarcaciones de observación turística. Málaga y alrededores, Pacífico colombiano. Trabajo de grado para optar al título de Bióloga. Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes. Bogotá, Colombia.

Barlow, J., Calambokidis, J., Falcone, E.A., Baker, C.S., Burdin, A.M., Clapham, P.J., Ford, J.K., Gabriele, C.M., LeDuc, R., Mattila, D.K. and Quinn, T.J., 2011. Humpback whale abundance in the North Pacific estimated by photographic capture-recapture with bias correction from simulation studies. Marine Mammal Science, 27(4), pp.793-818.

Best, P.B., 2011. A note on the age at sexual maturity of humpback whales. J. Cetacean Res. Manage., pp.71-73.

Bettridge, S.O.M., Baker, C.S., Barlow, J., Clapham, P., Ford, M.J., Gouveia, D., Mattila, D.K., Pace, R.M., Rosel, P.E., Silber, G.K. and Wade, P.R., 2015. Status review of the humpback whale (Megaptera novaeangliae) under the Endangered Species Act.

Calambokidis, J. and Barlow, J., 2020. Updated abundance estimates for blue and humpback whales along the US West Coast using data through 2018. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-634.

Calambokidis, J., Falcone, E.A., Quinn, T.J., Burdin, A.M., Clapham, P.J., Ford, J.K., Gabriele, C.M., LeDuc, R., Mattila, D., Rojas-Bracho, L. and Straley, J.M., 2008. SPLASH: Structure of populations, levels of abundance and status of humpback whales in the North Pacific. Final report for Contract AB133F-03-RP-00078, 57.

Cartwright, R., Venema, A., Hernandez, V., Wyels, C., Cesere, J. and Cesere, D., 2019. Fluctuating reproductive rates in Hawaii's humpback whales, Megaptera novaeangliae, reflect recent climate anomalies in the North Pacific. Royal Society Open Science, 6(3),

Clapham, P.J., 2000. The humpback whale. Cetacean Societies, field studies of dolphins and whales. Chicago: The University of Chicago, pp.173-196.

Cooke, J.G. 2018. Megaptera novaeangliae. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13006A50362794. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en. Accessed on 23 February 2024.

Costanza, A.B., Guidino, C., Mangel, J.C., Alfaro-Shigueto, J., Verutes, G., Caillat, M., Samanta, A. and Hines, E., 2021. Participatory risk assessment of humpback whale (Megaptera novaeangliae) and leatherback turtle (Dermochelys coriacea) bycatch in Northern Peru. Frontiers in Marine Science, 8, 776965.

Curtis, K.A., Calambokidis, J., Audley, K., Castaneda, M.G., De Weerdt, J., García Chávez, A.J., Garita, F., Martínez-Loustalot, P., Palacios-Alfaro, J.D., Pérez, B. and Quintana-Rizzo, E., 2022. Abundance of Humpback Whales (Megaptera Novaeangliae) wintering in Central America and Southern Mexico from a one-dimensional spatial capture-recapture model. U.S.Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-661. https://doi.org/10.25923/9cq1-rx80

Félix, F. and Van Waerebeek, K., 2005. Whale mortality from ship strikes in Ecuador and West Africa. Latin American Journal of Aquatic Mammals, pp.55-60.

Félix, F., Castro, C. and Laake, J.L., 2020. Abundance and survival estimates of the southeastern Pacific humpback whale stock from 1991–2006 photo-identification surveys in Ecuador. J. Cetacean Res. Manage., pp.301-307.

Findlay, K.P., 2000. A review of humpback whale catches by modern whaling operations in the Southern Hemisphere. Memoirs-Queensland Museum, 47(2), pp.411-420.

Fleming, A.H., Clark, C.T., Calambokidis, J. and Barlow, J., 2016. Humpback whale diets respond to variance in ocean climate and ecosystem conditions in the California Current. Global Change Biology, 22(3), pp.1214-1224.

Florez-Gonzalez, L., Avila, I.C., Capella Alzueta, J., Falk, P., Felix, F., Giggons, J., Guzmán, H.M., Haase, B., Herrera, J.C., Pena, V. and Santillan, L., 2007. Estrategia para la conservación de la ballena jorobada del Pacífico sudeste. Lineamientos para un plan de acción regional e iniciativas nacionales. Fundacion Yubarta. Call. Colombia. 106 p.

Fournet, M.E., Matthews, L.P., Gabriele, C.M., Haver, S., Mellinger, D.K. and Klinck, H., 2018. Humpback whales Megaptera novaeangliae alter calling behavior in response to natural sounds and vessel noise. Marine Ecology Progress Series, 607, pp.251-268.

Gabriele, C.M., Neilson, J.L., Straley, J.M., Baker, C.S., Cedarleaf, J.A. and Saracco, J.F., 2017. Natural history, population dynamics, and habitat use of humpback whales over 30 years on an Alaska feeding ground. Ecosphere, 8(1), e01641.

Guzmán, H.M., Gomez, C.G., Guevara, C.A. and Kleivane, L., 2013. Potential vessel collisions with Southern Hemisphere humpback whales wintering off Pacific Panama. Marine Mammal Science, 29(4), pp.629-642.

Hanson, M.B., Good, T.P., Jannot, J.E. and McVeigh, J., 2019. Estimated humpback whale bycatch in the US West Coast Groundfish Fisheries 2002–2017. National Marine Fisheries Service, NWFSC, 2725.

Hoyt, E. and Iñíguez, M., 2008. The state of whale watching in Latin America. WDCS, Chippenham, UK; IFAW, Yarmouth Port, USA; and Global Ocean, London . 60pp.

Johnston, S.J., Zerbini, A.N. and Butterworth, D.S., 2020. A Bayesian approach to assess the status of Southern Hemipshere humpback whales (Megaptera novaeangliae) with an application to Breeding Stock G. J. Cetacean Res. Manage., pp.309-317.

Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. and Podesta, M., 2001. Collisions between ships and whales. Marine Mammal Science, 17(1), pp.35-75.

National Marine Fisheries Service (1991). Recovery plan for the humpback whale (Megaptera novaeangliae). Prepared by the Humpback Whale Recovery Team for the National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland. 105pp.

Pacheco, A.S., Silva, S. and Alcorta, B., 2009. Winter distribution and group composition of humpback whales (Megaptera novaeangliae) off northern Peru. Latin American Journal of Aquatic Mammals, pp.33-38.

Ramírez-Barragan, R., Chávez, A.G. and Hanks, T., 2019, December. Humpback whale site fidelity, group composition types, behaviors and habitat use in Guerrero, Southwest Pacific Mexico. In World Marine Mammal Conference, Barcelona, Spain.

Ramírez, P., Urquizo, W., Arntz, W., Landa, A. and Tarazona, J., 1985. El Niño, su impacto en la fauna marina. Instituto del Mar de Perú.

Rasmussen, K., Palacios, D.M., Calambokidis, J., Saborío, M.T., Dalla Rosa, L., Secchi, E.R., Steiger, G.H., Allen, J.M. and Stone, G.S., 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: insights from water temperature into the longest mammalian migration. Biology letters, 3(3), pp.302-305.

Rey-Baquero, M.P., Huertas-Amaya, L.V., Seger, K.D., Botero-Acosta, N., Luna-Acosta, A., Perazio, C.E., Boyle, J.K., Rosenthal, S. and Vallejo, A.C., 2021. Understanding effects of whale-watching vessel noise on humpback whale song in the North Pacific coast of Colombia with propagation models of masking and acoustic data observations. Frontiers in Marine Science, 8, 623724.

Rocha, R.C., Clapham, P.J. and Ivashchenko, Y.V., 2014. Emptying the oceans: a summary of industrial whaling catches in the 20th century. Marine Fisheries Review, 76(4).

Schaffar, A., Madon, B., Garrigue, C. and Constantine, R., 2013. Behavioural effects of whale-watching activities on an Endangered population of humpback whales wintering in New Caledonia. Endangered Species Research, 19(3), pp.245-254.

Scheidat, M., Castro, C., Gonzalez, J. and Williams, R., 2004. Behavioural responses of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to whalewatching boats near Isla de la Plata, Machalilla National Park, Ecuador. J. Cetacean Res. Manage., 6(1), pp.63-68.

Stamation, K.A., Croft, D.B., Shaughnessy, P.D., Waples, K.A. and Briggs, S.V., 2010. Behavioral responses of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to whale-watching vessels on the southeastern coast of Australia. Marine Mammal Science, 26(1), pp.98-122.

Taylor, B.L., Martien, K.K., Archer, F.I., Audley, K., Calambokidis, J., Cheeseman, T., De Weerdt, J., Frisch Jordán, A., Martínez-Loustalot, P., Ortega-Ortiz, C.D. and Patter-

son, E.M., 2021. Evaluation of humpback whales wintering in Central America and southern Mexico as a demographically independent population. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-655. https://doi.org/10.25923/sgek-1937

Titova, O.V., Filatova, O.A., Fedutin, I.D., Ovsyanikova, E.N., Okabe, H., Kobayashi, N., Acebes, J.M.V., Burdin, A.M. and Hoyt, E., 2018. Photo-identification matches of humpback whales (Megaptera novaeangliae) from feeding areas in Russian Far East seas and breeding grounds in the North Pacific. Marine Mammal Science, 34(1), pp.100-112.

Van Waerebeek, K. and Leaper, R., 2008. Second report of the IWC vessel strike data standardisation working group. IWC Scientific Committee document SC/60/BC5, 620.

Van Waerebeek, K., Baker, A.N., Félix, F., Gedamke, J., Iñiguez, M., Sanino, G.P., Secchi, E., Sutaria, D., van Helden, A. and Wang, Y., 2007. Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere, an initial assessment. Latin American Journal of Aquatic Mammals, pp.43-69.

van Weelden, C., Towers, J.R. and Bosker, T., 2021. Impacts of climate change on cetacean distribution, habitat and migration. Climate Change Ecology, 1, p.100009.

Wade, P.R., Quinn, T.J., Barlow, J., Baker, C.S., Burdin, A.M. and Calambokidis, J., 2016. Estimates of abundance and migratory destination for North Pacific humpback whales in both summer feeding areas and winter mating and calving areas. International Whaling Commission Report SC/66b/IA/21.

Capítulo 7: Atún aleta amarilla

Bucaram, S.J., 2017. Cost benefit and financial analyses of quota managed options for bigeye and yellowfin tunas in the Eastern Pacific Ocean. World Wildlife Fund Inc

CIAT. 2021. The tuna fishery in the Pacific Ocean, p. 1-48.

Collette, B., Graves, J. and Kells, V.A., 2019. Tunas and billfishes of the world. Johns Hopkins University Press.

Collette, B.B., Boustany, A., Fox, W., Graves, J., Juan Jorda, M. & Restrepo, V. 2021.Thunnus albacares. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T21857A46624561.

Dagorn, L., Holland, K.N., Hallier, J.P., Taquet, M., Moreno, G., Sancho, G., Itano, D.G., Aumeeruddy, R., Girard, C., Million, J. and Fonteneau, A., 2006. Deep diving behavior observed in yellowfin tuna (Thunnus albacares). Aquatic Living Resources, 19(1), pp.85-88.

Gonzáles-Andrés, C., FM Lopes, P., Cortés, J., Sánchez-Lizaso, J.L. and 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.

ISSF. 2023. Status of the world fisheries for tuna. Nov. 2023. ISSF Technical Report 2023-12. International Seafood Sustainability Foundation, Pittsburgh, PA, USA.. November 2023*

McKinney, R., Gibbon, J., Wozniak, E. and Galland, G., 2020. Netting billions 2020: A global tuna valuation. PEW.

Minte-Vera, C.V., Xu, H. and Maunder, M.N., 2019. Condición del atún aleta amarilla en el océano pacífico oriental en 2018 y perspectivas para el futuro.En CIAT (Ed.), Condición de los stocks de atunes y peces picudos en 2018 (pp. 15-18). Comisión Interamericana del Atún Tropical.

Ramírez, J., & Reyes, H. (2015). Evaluación de la pesquería de altura en la Reserva Marina de Galápagos. En C. F. DPNG (Ed.), Informe Galápagos 2013-2014 (pp. 118-124). Puerto Ayora: Galapagos Conservancy.

Schaefer, K.M., Fuller, D.W. and Block, B.A., 2011. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (Thunnus albacares) in the Pacific Ocean off Baja California, Mexico, determined from archival tag data analyses, including unscented Kalman filtering. Fisheries Research, 112(1-2), pp.22-37.

Schaefer, K.M., Fuller, D.W. and Aldana, G., 2014. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (Thunnus albacares) in waters surrounding the Revillagigedo Islands Archipelago Biosphere Reserve, Mexico. Fisheries Oceanography, 23(1), pp.65-82.

WWF. 2017. Demasiados buques y muy poca gestión de la pesca amenazan al atún en el Pacífico Oriental. [en línea] Disponible en: https://wwf.panda.org/wwf_news/?291570/Demasiados-buques-y-muy-poca-gestin-de-la-pesca-amenazan-al-atn-en-el-Pacfico-Oriental

Xu, H., 2023. Stock status indicator for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean, p. 1-12. CIAT.

Capítulo 9: Métodos de monitoreo

Andrzejaczek, S., Chapple, T.K., Jorgensen, S.J., Anderson, S.D., Castleton, M., Kanive, P.E., White, T.D. and Block, B.A., 2022. Multi-Decadal High-Resolution Data Reveal the Cryptic Vertical Movement Patterns of a Large Marine Predator Along the Californian Coast. Frontiers in Marine Science, 9, p.835576.

Araujo, G., Agustines, A., Bach, S.S., Cochran, J.E., Parra-Galván, E.D.L., Parra-Venegas, R.D.L., Diamant, S., Dove, A., Fox, S., Graham, R.T. and Green, S.M., 2022. Improving sightings-derived residency estimation for whale shark aggregations: A novel metric applied to a global data set. Frontiers in Marine Science, p.1339.

Avilés J.A., 2018. Ecología poblacional de la tortuga verde (Chelonia mydas) en dos zonas de alimentación de la península de Baja California, México.

Beckley, L.E., Cliff, G., Smale, M.J. and Compagno, L.J., 1997. Recent strandings and sightings of whale sharks in South Africa. Environmental Biology of Fishes, 50, pp.343-348.

Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H. and Speare, P., 2003. Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know, 1, pp.455-64.

Corgos, A. and Rosende-Pereiro, A., 2022. Nursery habitat use patterns of the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini, in coastal areas of the central Mexican Pacific. Journal of Fish Biology, 100(1), pp.117-133.

Delaval, A., Bendall, V., Hetherington, S.J., Skaug, H.J., Frost, M., Jones, C.S. and Noble, L.R., 2023. Evaluating the suitability of close-kin mark-recapture as a demographic modelling tool for a critically endangered elasmobranch population. Evolutionary Applications, 16(2), pp.461-473.

Félix, F. and Haase, B., 2001. The humpback whale off the coast of Ecuador, population parameters and behavior. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 36(1), pp.61-74.

Goetze, J.S., Jupiter, S.D., Langlois, T.J., Wilson, S.K., Harvey, E.S., Bond, T. and Naisilisili, W., 2015. Diver operated video most accurately detects the impacts of fishing within periodically harvested closures. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 462, pp.74-82.

Goetze, J. S., Januchowski-Hartley, F. A., Claudet, J., Langlois, T. J., Wilson, S. K., & Jupiter, S., 2017. Fish wariness is a more sensitive indicator to changes in fishing pressure than abundance, length or biomass. Ecological Applications, 27(4), 1178-1189.

Goetze, J.S., Bond, T., McLean, D.L., Saunders, B.J., Langlois, T.J., Lindfield, S., Fullwood, L.A., Driessen, D., Shedrawi, G. and Harvey, E.S., 2019. A field and video analysis guide for diver operated stereo-video. Methods in Ecology and Evolution, 10(7), pp.1083-1090.

Hammond, P.S., Francis, T.B., Heinemann, D., Long, K.J., Moore, J.E., Punt, A.E., Reeves, R.R., Sepúlveda, M., Sigurðsson, G.M., Siple, M.C. and Víkingsson, G., 2021. Estimating the abundance of marine mammal populations. Frontiers in Marine Science, 8, p.1316.

Harvey, E., Fletcher, D. and Shortis, M., 2001. A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef fish length made by divers and a stereo-video system. Fishery Bulletin, 99, p.7280.

Harvey-Carroll, J., Stewart, J.D., Carroll, D., Mohamed, B., Shameel, I., Zareer, I.H., Araujo, G. and Rees, R., 2021. The impact of injury on apparent survival of whale sharks (Rhincodon typus) in South Ari Atoll Marine Protected Area, Maldives. Scientific Reports, 11(1), p.937.

Heithaus, M.R., 2007. Nursery areas as essential shark habitats: a theoretical perspective. In American Fisheries Society Symposium (Vol. 50, p. 3). American Fisheries Society.

Heithaus, M.R., Frid, A., Vaudo, J.J., Worm, B. and Wirsing, A.J., 2010. Unraveling the ecological importance of elasmobranchs. In Sharks and their relatives II (pp. 627-654). CRC Press.

Hernández-Cruz, G., 2013. Análisis de la captura diurna y nocturna y estado de la población de tortuga prieta (Chelonia mydas) en laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur: 2009-2012.

Heupel, M.R., Carlson, J.K. and Simpfendorfer, C.A., 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. Marine ecology progress series, 337, pp.287-297.

Hillary, R.M., Bravington, M.V., Patterson, T.A., Grewe, P., Bradford, R., Feutry, P., Gunasekera, R., Peddemors, V., Werry, J., Francis, M.P. and Duffy, C.A.J., 2018. Genetic relatedness reveals total population size of white sharks in eastern Australia and New Zealand. Scientific reports, 8(1), p.2661.

Hodgson, J.C., Baylis, S.M., Mott, R., Herrod, A. and Clarke, R.H., 2016. Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. Scientific reports, 6(1), p.22574.

Kiszka, J.J., Mourier, J., Gastrich, K. and Heithaus, M.R., 2016. Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to investigate shark and ray densities in a shallow coral lagoon. Marine Ecology Progress Series, 560, pp.237-242.

Koch, V., Brooks, L.B. and Nichols, W.J., 2007. Population ecology of the green/black turtle (Chelonia mydas) in Bahía Magdalena, Mexico. Marine Biology, 153, pp.35-46.

Ladino Archila, F., Cardeñosa, D., Bessudo, S., Cuellar, A., Muriel, F., Carvajal, J., Amariles, D. and Duarte, A., 2023. Monitoreo de fauna pelágica de los Montes submarinos del Pacífico colombiano usando BRUVS. Biota colombiana, 24(1).

Langlois, T., Goetze, J., Bond, T., Monk, J., Abesamis, R.A., Asher, J., Barrett, N., Bernard, A.T., Bouchet, P.J., Birt, M.J. and Cappo, M., 2020. A field and video annotation guide for baited remote underwater stereo-video surveys of demersal fish assemblages. Methods in Ecology and Evolution, 11(11), pp.1401-1409.

Lindfield, S.J., Harvey, E.S., McIlwain, J.L. and Halford, A.R., 2014. Silent fish surveys: bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. Methods in Ecology and Evolution, 5(10), pp.1061-1069.

López-Castro, M.C., Koch, V., Mariscal-Loza, A. and Nichols, W.J., 2010. Long-term monitoring of black turtles Chelonia mydas at coastal foraging areas off the Baja California Peninsula. Endangered Species Research, 11(1), pp.35-45.

Lowe, D.G., 2004. Distinctive image features from scale-invariant keypoints. International journal of computer vision, 60, pp.91-110.

MigraMar., 2024a. Protocolo para el análisis de video de cámaras remotas submarinas en sistema estéreo mediante Event Measure.

MigraMar., 2024b. Protocolo para la calibración de video de cámaras remotas submarinas en sistema estéreo.

Norman, B.M., Holmberg, J.A., Arzoumanian, Z., Reynolds, S.D., Wilson, R.P., Rob, D., Pierce, S.J., Gleiss, A.C., De la Parra, R., Galvan, B. and Ramirez-Macias, D., 2017. Undersea constellations: the global biology of an endangered marine megavertebrate further informed through citizen science. BioScience, 67(12), pp.1029-1043.

Rohner, C.A., Norman, B., Reynolds, S., Araujo, G., Holmberg, J. and Pierce, S.J., 2021. Population ecology of whale sharks. Whale sharks: Biology, ecology, and conservation, pp.129-152.

Samoilys, M.A. and Carlos, G., 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. Environmental Biology of Fishes, 57(3), pp.289-304.

Schwarz, C.J. and Seber, G.A., 1999. Estimating animal abundance: review III. Statistical Science, 14(4), pp.427-456.

SINAC. 2020. Protocolo PRONAMEC: Protocolo para el Monitoreo Ecológico de Peces Pelágicos. Amigos Isla del Coco FAICO. San José, Costa Rica. 89p.

Stewart, J.D., Barroso, A., Butler, R.H. and Munns, R.J., 2018. Caught at the surface. Ecology, 99(8), pp.1894-1896.

Ward-Paige, C., Mills Flemming, J. and Lotze, H.K., 2010. Overestimating fish counts by non-instantaneous visual censuses: consequences for population and community descriptions. PLoS One, 5(7), p.e11722.

White, J., Simpfendorfer, C.A., Tobin, A.J. and Heupel, M.R., 2013. Application of baited remote underwater video surveys to quantify spatial distribution of elasmobranchs at an ecosystem scale. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 448, pp.281-288.

White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K., 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. Conservation Biology, 29(4), pp.1186-1197.

Wosnick, N., Leite, R.D., Giareta, E.P., Morick, D. and Musyl, M., 2022. Global assessment of shark strandings. Fish and Fisheries, 23(4), pp.786-799.

Capítulo 10: Usos y presiones

Abreo, N.A.S., Blatchley, D. and Superio, M.D., 2019. Stranded whale shark (Rhincodon typus) reveals vulnerability of filter-feeding elasmobranchs to marine litter in the Philippines. Marine pollution bulletin, 141, pp.79-83.

Alava, J.J., Barragán, M.J. and Denkinger, J., 2012. Assessing the impact of bycatch on Ecuadorian humpback whale breeding stock: A review with management recommendations. Ocean & coastal management, 57, pp.34-43.

Alava, J.J., Barragán-Paladines, M.J., Denkinger, J., Muñoz-Abril, L., Jiménez, P., Paladines, F., Valle, C., Tirapé, A., Gaibor, N., Calle, M. and Calle, P., 2017. Massive Chinese fleet jeopardizes threatened shark species around the Galápagos marine reserve and waters off Ecuador: Implications for national and international fisheries policy. International Journal of Fisheries Sci Res, 1(1), p.1001.

Amrein, A.M., Guzman, H.M., Surrey, K.C., Polidoro, B. and Gerber, L.R., 2020. Impacts of whale watching on the behavior of humpback whales (Megaptera novaeangliae) in the coast of Panama. Frontiers in Marine Science, 7, p.601277.

Araujo, G., Labaja, J., Snow, S., Huveneers, C. and Ponzo, A., 2020. Changes in diving behaviour and habitat use of provisioned whale sharks: implications for management. Scientific Reports, 10(1), p.16951.

Arias, A. and Pressey, R.L., 2016. Combatting illegal, unreported, and unregulated fishing with information: a case of probable illegal fishing in the tropical Eastern Pacific. Frontiers in Marine Science, 3, p.13

Arias-Godínez, G., Jiménez, C., Gamboa, C., Cortés, J., Espinoza, M. and Alvarado, J.J., 2019. Spatial and temporal changes in reef fish assemblages on disturbed coral reefs, north Pacific coast of Costa Rica. Marine Ecology, 40(1), p.e12532.

Askew, K. (2021) Yellowfin Tuna 'heading for collapse' by 2026: A 20% reduction in catch would turn the Tide, foodnavigator.com. Available at: https://www.foodnavigator.com/Article/2021/03/18/Yellowfin-tuna-heading-for-collapse-by-2026-A-20-reduction-in-catch-would-turn-the-tide#:~:text=This%20would%20lead%20to%20a,yellowfin%20tuna%20would%20become%20unprofitable. (Accessed: 18 March 2024).

Ávila, I.C., Correa, L.M. and Van Waerebeek, K., 2017. Where humpback whales and vessel traffic coincide, a Colombian Pacific case study. Boletın Del Museo Nacional de Historia Natural, Chile, pp.11-19.

Ayalon, I., Rosenberg, Y., Benichou, J.I., Campos, C.L.D., Sayco, S.L.G., Nada, M.A.L., Baquiran, J.I.P., Ligson, C.A., Avisar, D., Conaco, C. and Kuechly, H.U., 2021. Coral gametogenesis collapse under artificial light pollution. Current Biology, 31(2), pp.413-419.

Ayalon, I., Rosenberg, Y., Benichou, J.I., Campos, C.L.D., Sayco, S.L.G., Nada, M.A.L., Baquiran, J.I.P., Ligson, C.A., Avisar, D., Conaco, C. and Kuechly, H.U., 2021. Coral gametogenesis collapse under artificial light pollution. Current Biology, 31(2), pp.413-419.

Azzola, A., Picchio, V., Asnaghi, V., Bianchi, C.N., Morri, C., Oprandi, A. and Montefalcone, M., 2023. Troubles never come alone: outcome of multiple pressures on a temperate rocky reef. Water, 15(4), p.825.

Beamish, R.J., McFarlane, G.A. and Benson, A., 2006. Longevity overfishing. Progress in Oceanography, 68(2-4), pp.289-302.

Berry, K.L., Hall, N., Critchell, K., Chan, K., Bennett, B., Mortimer, M. and Lewis, P.J., 2023. Plastics. In Marine Pollution–Monitoring, Management and Mitigation (pp. 207-228). Cham: Springer Nature Switzerland.

Bertrand, A., Lengaigne, M., Takahashi, K., Avadí, A., Poulain, F., Harrod, C., 2020. El Niño Southern Oscillation (ENSO) effects on fisheries and aquaculture, In FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 660. Rome, Italy.

Blackburn, T.M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., Nentwig, W. and Pergl, J., 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. PLoS biology, 12(5), p.e1001850.

Blair, H.B., Merchant, N.D., Friedlaender, A.S., Wiley, D.N. and Parks, S.E., 2016. Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. Biology letters, 12(8), p.20160005.

Blair, H.B., Merchant, N.D., Friedlaender, A.S., Wiley, D.N. and Parks, S.E., 2016. Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. Biology letters, 12(8), p.20160005.

Boldrocchi, G., Spanu, D., Mazzoni, M., Omar, M., Baneschi, I., Boschi, C., Zinzula, L., Bettinetti, R. and Monticelli, D., 2021. Bioaccumulation and biomagnification in elasmobranchs: a concurrent assessment of trophic transfer of trace elements in 12 species from the Indian Ocean. Marine Pollution Bulletin, 172, p.112853.

Bonaccorso, E., Ordóñez-Garza, N., Pazmiño, D.A., Hearn, A.,

Páez-Rosas, D., Cruz, S., Muñoz-Pérez, J.P., Espinoza, E., Suárez, J., Muñoz-Rosado, L.D. and Vizuete, A., 2021. International fisheries threaten globally endangered sharks in the Eastern Tropical Pacific Ocean: the case of the Fu Yuan Yu Leng 999 reefer vessel seized within the Galápagos Marine Reserve. Scientific Reports, 11(1), p.14959.

Bromhead, D., Scholey, V., Nicol, S., Margulies, D., Wexler, J., Stein, M., Hoyle, S., Lennert-Cody, C., Williamson, J., Havenhand, J. and Ilyina, T., 2015. The potential impact of ocean acidification upon eggs and larvae of yellowfin tuna (Thunnus albacares). Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 113, pp.268-279.

Caballero, S., Cardenosa, D., Soler, G. and Hyde, J., 2012. Application of multiplex PCR approaches for shark molecular identification: feasibility and applications for fisheries management and conservation in the Eastern Tropical Pacific. Molecular Ecology Resources, 12(2), pp.233-237.

Camargo, A.J., Álvarez Gutiérrez, Y., Jaramillo Véliz, J. and Sánchez Tortosa, F., 2020. Nesting failure of sea turtles in Ecuador-causes of the loss of sea turtle nests: the role of the tide. Journal of Coastal Conservation, 24, pp.1-10.

Cárdenas-Calle, M., Pérez-Correa, J., Uzca-Sornoza, C., Bigatti, G., Diez, N., Lozada, M., Coronel, J., Herrera, I., Torres, G., De la Cuadra, T. and Espinoza, F., 2021. Invasion and current distribution of the octocoral Carijoa riisei (Duchassaing & Michelotti, 1860) in the Ecuadorian coast (Eastern Tropical Pacific). Aquatic Invasions, 16(1), pp.62-76.

Carr, L.A., Stier, A.C., Fietz, K., Montero, I., Gallagher, A.J. and Bruno, J.F., 2013. Illegal shark fishing in the Galápagos Marine Reserve. Marine Policy, 39, pp.317-321.

Carroll, D. and Harvey-Carroll, J.L., 2021. Whale sharks: boat strikes in protected areas could be harming the animals' development.

Chin, A., Kyne, P.M., Walker, T.I. and McAULEY, R.B., 2010. An integrated risk assessment for climate change: analysing the vulnerability of sharks and rays on Australia's Great Barrier Reef. Global change biology, 16(7), pp.1936-1953.

CIAT. 2021. The tuna fishery in the Pacific Ocean, p. 1-48.

CIAT. 2022. Ecosystem considerations. https://www.iattc.org/GetAttachment/4b63e5bd-bc41-4c71-9ad6-f9b3d50b6e39/SAC-13-10_Ecosystem-considerations.pdf

Clapham, P.J., 2000. The humpback whale. Cetacean Societies, field studies of dolphins and whales. Chicago: The University of Chicago, pp.173-196.

Cruz-Delgado, F., Wiedenfeld, D.A. and González, J.A., 2010. Assessing the potential impact of wind turbines on the endangered Galapagos Petrel Pterodroma phaeopygia at San Cristóbal Island, Galapagos. Biodiversity and conservation, 19, pp.679-694.

Cubero-Pardo, P., Herrón, P. and González-Pérez, F., 2011. Shark reactions to scuba divers in two marine protected areas of the Eastern Tropical Pacific. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 21(3), pp.239-246.

De Poorter, Maj. "Marine Menace: alien invasive species in the marine environment." (2009).

Delvalle de Borrero, D., Fábrega Duque, J., Olmos, J., Garcés-Ordóñez, O., Amaral, S.S.G.D., Vezzone, M., de Sá Felizardo, J.P. and Meigikos dos Anjos, R., 2020. Distribution of plastic debris in the Pacific and Caribbean beaches of Panama. Air, Soil and Water Research, 13, p.1178622120920268.

Depledge, M.H., Godard-Codding, C.A. and Bowen, R.E., 2010. Light pollution in the sea. Marine pollution bulletin, 60(9), pp.1383-1385.

Devlin, M. and Brodie, J., 2023. Nutrients and eutrophication. In Marine Pollution–Monitoring, Management and Mitigation (pp. 75-100). Cham: Springer Nature Switzerland.

Domínguez, J.M.D. and Sacasa, K.D.C.S., 2019. Microplásticos en las costas del Pacífico de Nicaragua. Revista Compromiso Social, (2), pp.51-60.

Duarte, C., Quintanilla-Ahumada, D., Anguita, C., Manríquez, P.H., Widdicombe, S., Pulgar, J., Silva-Rodríguez, E.A., Miranda, C., Manríquez, K. and Quijón, P.A., 2019. Artificial light pollution at night (ALAN) disrupts the distribution and circadian rhythm of a sandy beach isopod. Environmental Pollution, 248, pp.565-573.

Duarte, C., Quintanilla-Ahumada, D., Anguita, C., Silva-Rodriguez, E.A., Manríquez, P.H., Widdicombe, S., Pulgar, J., Miranda, C., Jahnsen-Guzmán, N. and Quijón, P.A., 2023. Field experimental evidence of sandy beach community changes in response to artificial light at night (ALAN). Science of The Total Environment, 872, p.162086.

Duffy, D.C. and Capece, P., 2012. Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 7. The domestic cat (Felis catus) 1. Pacific Science, 66(2), pp.173-212.

Dunlop, R.A., 2019. The effects of vessel noise on the communication network of humpback whales. Royal Society Open Science, 6(11), p.190967.

Dunlop, R.A., 2019. The effects of vessel noise on the communication network of humpback whales. Royal Society

Open Science, 6(11), p.190967.

Engeman, R.M., Martin, R.E., Smith, H.T., Woolard, J., Crady, C.K., Shwiff, S.A., Constantin, B., Stahl, M. and Griner, J., 2005. Dramatic reduction in predation on marine turtle nests through improved predator monitoring and management. Oryx, 39(3), pp.318-326.

European Environment Agency. (2017, February 14). Coastal development. https://www.eea.europa.eu/help/glossary/gemet-environmental-thesaurus/coastal-development

Ferretti, F., Worm, B., Britten, G.L., Heithaus, M.R. and Lotze, H.K., 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. Ecology letters, 13(8), pp.1055-1071.

Flórez-González, L. and Capella-Alzueta, J., 2006. e. Mamíferos marinos. FERNANDO GAST HARDERS, p.225.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K. and Helkowski, J.H., 2005. Global consequences of land use. science, 309(5734), pp.570-574.

Frommel, A.Y., Margulies, D., Wexler, J.B., Stein, M.S., Scholey, V.P., Williamson, J.E., Bromhead, D., Nicol, S., Havenhand, J., 2016. Ocean acidification has lethal and sub-lethal effects on larval development of yellowfin tuna, Thunnus albacares. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 482, 18-24.

GESAMP, G., 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. GESAMP Reports Stud, 99, p.130.

González-Andrés, C., Sánchez-Lizaso, J.L., Cortés, J. and Pennino, M.G., 2020. Illegal fishing in Isla del Coco National Park: Spatial-temporal distribution and the economic trade-offs. Marine Policy, 119, p.104023.

Griffin, L.P., Brownscombe, J.W., Gagné, T.O., Wilson, A.D., Cooke, S.J. and Danylchuk, A.J., 2017. Individual-level behavioral responses of immature green turtles to snorkeler disturbance. Oecologia, 183, pp.909-917.

Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M. and Román, M.H., 2019. Ecological Assessment of the Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish): a flexible vulnerability assessment approach to quantify the cumulative impacts of fishing in data-limited settings. Marine Ecology Progress Series, 625, pp.89-113.

Guzman, H.M., Gomez, C.G., Guevara, C.A. and Kleivane, L., 2013. Potential vessel collisions with Southern Hemisphere humpback whales wintering off Pacific Panama. Marine Mammal Science, 29(4), pp.629-642.

Guzman, H.M., Cipriani, R., Vega, A.J. and Morales-Saldaña, J.M., 2020. Fisheries and conservation assessment of sharks in Pacific Panama. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 30(2), pp.315-330.

Hall, M. and Roman, M., 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. FAO fisheries and aquaculture technical paper, (568), p.I.

Hamilton, S.E. and Casey, D., 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). Global Ecology and Biogeography, 25(6), pp.729-738.

Harper, G.A. and Bunbury, N., 2015. Invasive rats on tropical islands: their population biology and impacts on native species. Global Ecology and Conservation, 3, pp.607-627.

Hawkes, L.A., McGowan, A., Godley, B.J., Gore, S., Lange, A., Tyler, C.R., Wheatley, D., White, J., Witt, M.J. and Broderick, A.C., 2013. Estimating sex ratios in Caribbean hawksbill turtles: testosterone levels and climate effects. Aquatic biology, 18(1), pp.9-19.

Hearn A, Cárdenas S, Allen H, Zurita L, Gabela-Flores MV, Peña-herrera-Palma CR, Castrejón M, Cruz S, Kelley D, Jeglinski J, Bruno J, Jones J, Naveira-Garabato A, Forryan A, Viteri C, Picho J, Donnelly A, Tudhope A, Wilson M & G Reck G., 2022. A Blueprint for Marine Spatial Planning of Ecuador's Exclusive Economic Zone around the Galápagos Marine Reserve. Universidad San Francisco de Quito Quito, Ecuador, 339 p.

Henderson, R., Hobbie, J., Landrigan, P., Mattisoti, D., Perera, F., Pfttaer, E., Silbergeld, E. and Wogan, G., 1987. Biological markers in environmental health research. Environ. Health Perspect, 7, pp.3-9.

Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Marine Ecology Progress Series, 395, pp.5-20.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Jacquet, J., Alava, J.J., Pramod, G., Henderson, S. and Zeller, D., 2008. In hot soup: sharks captured in Ecuador's waters. Environmental Sciences, 5(4), pp.269-283.

Jâms, I.B., Windsor, F.M., Poudevigne-Durance, T., Ormerod, S.J. and Durance, I., 2020. Estimating the size distribution of plastics ingested by animals. Nature Communica-

tions, 11(1), p.1594.

Jerem, P. and Mathews, F., 2021. Trends and knowledge gaps in field research investigating effects of anthropogenic noise. Conservation Biology, 35(1), pp.115-129.

Jones, M.C. and Cheung, W.W., 2015. Multi-model ensemble projections of climate change effects on global marine biodiversity. ICES Journal of Marine Science, 72(3), pp.741-752.

Jost, C.H. and Andréfouët, S., 2006. Long-term natural and human perturbations and current status of Clipperton Atoll, a remote island of the Eastern Pacific. Pacific Conservation Biology, 12(3), pp.207-217.

Kanno, S., Heupel, M.R., Sheaves, M.J. and Simpfendorfer, C.A., 2023. Mangrove use by sharks and rays: a review. Marine Ecology Progress Series, 724, pp.167-183.

Ketchum, J.T., Hearn, A., Klimley, A.P., Espinoza, E., Peñaherrera, C. and Largier, J.L., 2014. Seasonal changes in movements and habitat preferences of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) while refuging near an oceanic island. Marine biology, 161, pp.755-767.

Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. and Podesta, M., 2001. Collisions between ships and whales. Marine Mammal Science, 17(1), pp.35-75.

Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. and Podesta, M., 2001. Collisions between ships and whales. Marine Mammal Science, 17(1), pp.35-75.

Lettrich, M.D., Dick, D.M., Fahy, C.C., Griffis, R.B., Haas, H.L., Jones, T.T., Kelly, I.K., Klemm, D., Lauritsen, A.M., Sasso, C.R. and Schroeder, B., 2020. A method for assessing the vulnerability of sea turtles to a changing climate.

López-Angarita, J., Roberts, C.M., Tilley, A., Hawkins, J.P. and Cooke, R.G., 2016. Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. Forest Ecology and Management, 368, pp.151-162.

López-Garro, A., Zanella, I., Martínez, F., Golfín-Duarte, G. and Pérez-Montero, M., 2016. La pesca ilegal en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. Revista de Biología Tropical, 64(S1), pp.249-261.

Lorne, J.K. and Salmon, M., 2007. Effects of exposure to artificial lighting on orientation of hatchling sea turtles on the beach and in the ocean. Endangered species research, 3(1), pp.23-30.

Mancini, A., Koch, V., Seminoff, J.A. and Madon, B., 2012. Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle Chelonia mydas mortality in Baja California Sur, Mexico. Oryx, 46(1), pp.69-77.

Mander, S., Alam, F., Lovreglio, R. and Ooi, M., 2023. How to measure light pollution—A systematic review of methods and applications. Sustainable Cities and Society, 92, p.104465.

Marangoni, L.F., Davies, T., Smyth, T., Rodríguez, A., Hamann, M., Duarte, C., Pendoley, K., Berge, J., Maggi, E. and Levy, O., 2022. Impacts of artificial light at night in marine ecosystems—A review. Global Change Biology, 28(18), pp.5346-5367.

Mediodia, H.J., Kahui, V. and Noy, I., 2023. Sea surface temperature and tuna catch in the Eastern Pacific Ocean under climate change. Marine Resource Economics, 38(4), pp.329-351.

Mestanza, C., Botero, C.M., Anfuso, G., Chica-Ruiz, J.A., Pranzini, E. and Mooser, A., 2019. Beach litter in Ecuador and the Galapagos islands: A baseline to enhance environmental conservation and sustainable beach tourism. Marine pollution bulletin, 140, pp.573-578.

Morgan, A., Mendes, M., Tingley, G., Brian, S.W. and Sousa, P., 2022. Have Fishery Improvement Projects (FIPs) adequately addressed key needs to monitor and mitigate fishery impacts on endangered, threatened, and protected (ETP) species? A review, with recommendations to the supply chain. Marine Biology Research, 18(3-4), pp.173-186.

Mulder, E.M., 2016. Finding the balance between tourism and conservation: the pathway to safe and sustainable whale shark tourism in south-ari Atoll (Doctoral dissertation, The University of Edinburgh).

Navara, K.J. and Nelson, R.J., 2007. The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. Journal of pineal research, 43(3), pp.215-224.

Nicklisch, S.C., Bonito, L.T., Sandin, S. and Hamdoun, A., 2017. Mercury levels of yellowfin tuna (Thunnus albacares) are associated with capture location. Environmental Pollution, 229, pp.87-93.

Nilsson, G.E., Dixson, D.L., Domenici, P., McCormick, M.I., Sørensen, C., Watson, S.A. and Munday, P.L., 2012. Near-future carbon dioxide levels alter fish behaviour by interfering with neurotransmitter function. Nature Climate Change, 2(3), pp.201-204.

NOAA, (2023). Understanding illegal, unreported, and unregulated fishing. https://www.fisheries.noaa.gov/insight/understanding-illegal-unreported-and-unregulated-fishing

Ortiz-Alcaraz, A., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Rojas-Mayoral, E., Solís-Carlos, F., Rojas-Mayoral, B., Be-

navides-Ríos, E., Hall, S., Nevins, H. and Ortega-Rubio, A., 2019. Ecological restoration of Socorro Island, Revillagigedo Archipelago, Mexico: the eradication of feral sheep and cats. Island invasives: scaling up to meet the challenge, (62), p.267.

Osgood, G.J., White, E.R. and Baum, J.K., 2021. Effects of climate-change-driven gradual and acute temperature changes on shark and ray species. Journal of Animal Ecology, 90(11), pp.2547-2559.

Parton, K.J., Galloway, T.S. and Godley, B.J., 2019. Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. Endangered Species Research, 39, pp.173-190.

Pieretti, N. and Danovaro, R., 2020. Acoustic indexes for marine biodiversity trends and ecosystem health. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 375(1814), p.20190447.

Pingo, S., Jiménez, A., Alfaro-Shigueto, J. and Mangel, J.C., 2017. Incidental capture of sea turtles in the artisanal gillnet fishery in Sechura Bay, northern Peru. Latin american journal of aquatic research, 45(3), pp.606-614.

Polidoro, B.A., Brooks, T., Carpenter, K.E., Edgar, G.J., Henderson, S., Sanciangco, J. and Robertson, D.R., 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. Marine Ecology Progress Series, 448, pp.93-104.

Ramirez, P., Urquizo, W., Arntz, W., Landa, A. and Tarazona, J., 1985. El Niño, su impacto en la fauna marina.

Reichelt-Brushett, A. and Batley, G., 2023. Metals and Metalloids. In Marine Pollution–Monitoring, Management and Mitigation (pp. 101-127). Cham: Springer Nature Switzerland.

Reichelt-Brushett, A. and Shah, S.B., 2023. Other Important Marine Pollutants. In Marine Pollution–Monitoring, Management and Mitigation (pp. 261-283). Cham: Springer Nature Switzerland.

Reichelt-Brushett, A. ed., 2023. Marine pollution–monitoring, management and mitigation. Springer Nature.

Reichelt-Brushett, A. ed., 2023. Marine pollution–monitoring, management and mitigation. Springer Nature.

Retama, I., Jonathan, M.P., Shruti, V.C., Velumani, S., Sarkar, S.K., Roy, P.D. and Rodríguez-Espinosa, P.F., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. Marine Pollution Bulletin, 113(1-2), pp.530-535.

Rodríguez, A. and Rosero, O., 2018. Caracterización y Análisis de la Presión de la Pesca Industrial en el Área de Conservación Marina Cocos y la Zona Económica Exclusiva aledaña de Costa Rica. Amigos Isla del Coco-Faico. San José, Costa Rica.

Rodriguez-Burgos, A.M., Briceño-Zuluaga, F.J., Jiménez, J.L.Á., Hearn, A., Peñaherrera-Palma, C., Espinoza, E., Ketchum, J., Klimley, P., Steiner, T., Arauz, R. and Joan, E., 2022. The impact of climate change on the distribution of Sphyrna lewini in the tropical eastern Pacific. Marine Environmental Research, 180, p.105696.

Roe, J.H., Clune, P.R. and Paladino, F.V., 2013. Characteristics of a leatherback nesting beach and implications for coastal development. Chelonian Conservation and Biology, 12(1), pp.34-43.

Román, M.H., Aires-da-Silva, A. and Vogel, N.W., 2018, May. Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the Eastern Pacific Ocean: Summary and analysis of available data. In IATTC-8th Meeting of the Working Group on Bycatch. La Jolla, California (Vol. 13).

Rowat, D., Womersley, F.C., Norman, B.M. and Pierce, S.J., 2021. Global threats to whale sharks. Whale Shark Biology, Ecology, and Conservation, pp.239-265.

Rummer, Jodie L., Ian A. Bouyoucos, Carolyn R. Wheeler, Catarina Pereira Santos, and Rui Rosa. "Climate change and sharks." In Biology of sharks and their relatives, pp. 767-793. CRC Press, 2022.

Santidrián Tomillo, P., Fonseca, L.G., Ward, M., Tankersley, N., Robinson, N.J., Orrego, C.M., Paladino, F.V. and Saba, V.S., 2020. The impacts of extreme El Niño events on sea turtle nesting populations. Climatic Change, 159(2), pp.163-176.

Santos, R.G., Andrades, R., Boldrini, M.A. and Martins, A.S., 2015. Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. Marine pollution bulletin, 93(1-2), pp.37-43.

Santos, R.G., Andrades, R., Boldrini, M.A. and Martins, A.S., 2015. Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. Marine pollution bulletin, 93(1-2), pp.37-43.

Saragoça Bruno, R., Restrepo, J.A. and Valverde, R.A., 2020. Effects of El Niño Southern Oscillation and local ocean temperature on the reproductive output of green turtles (Chelonia mydas) nesting at Tortuguero, Costa Rica. Marine Biology, 167(9), p.128.

Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C. and Plön, S., 2020. A global review of vessel collisions with marine animals. Frontiers in Marine Science, 7, p.292.

Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C. and Plön, S., 2020. A glob-

al review of vessel collisions with marine animals. Frontiers in Marine Science, 7, p.292.

Seminoff, J.A., Allen, C.D., Balazs, G.H., Dutton, P.H., Eguchi, T., Haas, H., Hargrove, S.A., Jensen, M., Klemm, D.L., Lauritsen, A.M. and MacPherson, S.L., 2015. Status review of the green turtle (Chelonia mydas) under the Engangered Species Act.

Seto, K.C., Fragkias, M., Güneralp, B. and Reilly, M.K., 2011. A meta-analysis of global urban land expansion. PloS one, 6(8), p.e23777.

Sibaja-Cordero, J.A., 2008. Tendencias espacio-temporales de los avistamientos de fauna marina en los buceos turísticos (Isla del Coco, Costa Rica). Revista de Biología Tropical, 56(S2), pp.113-132.x

Sinaei, M., Zare, R., Talebi Matin, M. and Ghasemzadeh, J., 2021. Marine debris and trace metal (Cu, Cd, Pb, and Zn) pollution in the stranded Green Sea Turtles (Chelonia mydas). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 80, pp.634-644.

Spatz, D.R., Zilliacus, K.M., Holmes, N.D., Butchart, S.H., Genovesi, P., Ceballos, G., Tershy, B.R. and Croll, D.A., 2017. Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. Science advances, 3(10), p.e1603080.

Tamir, R., Eyal, G., Cohen, I. and Loya, Y., 2020. Effects of light pollution on the early life stages of the most abundant northern red sea coral. Microorganisms, 8(2), p.193.d

Tamir, R., Eyal, G., Cohen, I. and Loya, Y., 2020. Effects of light pollution on the early life stages of the most abundant northern red sea coral. Microorganisms, 8(2), p.193.

Thomson, J.A., Araujo, G., Labaja, J., McCoy, E., Murray, R. and Ponzo, A., 2017. Feeding the world's largest fish: highly variable whale shark residency patterns at a provisioning site in the Philippines. Royal Society Open Science, 4(9), p.170394.

Thums, M., Meekan, M., Stevens, J., Wilson, S. and Polovina, J., 2013. Evidence for behavioural thermoregulation by the world's largest fish. Journal of the Royal Society Interface, 10(78), p.20120477.

Truscott, Z., Booth, D.T. and Limpus, C.J., 2017. The effect of onshore light pollution on sea-turtle hatchlings commencing their off-shore swim. Wildlife Research, 44(2), pp.127-134.

Tuxbury, S.M. and Salmon, M., 2005. Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles. Biological Conservation, 121(2), pp.311-316.

UNCTAD, 2020 September. Review of maritime transport 2019. In United Nations conference on trade and development, Geneva, Switzerland (Vol. 9).

Usseglio, P., Friedlander, A.M., DeMartini, E.E., Schuhbauer, A., Schemmel, E. and de Léon, P.S., 2015. Improved estimates of age, growth and reproduction for the regionally endemic Galapagos sailfin grouper Mycteroperca olfax (Jenyns, 1840). PeerJ, 3, p.e1270.

Usseglio, P., Friedlander, A.M., Koike, H., Zimmerhackel, J., Schuhbauer, A., Eddy, T. and Salinas-de-Leon, P., 2016. So long and thanks for all the fish: overexploitation of the regionally endemic Galapagos Grouper Mycteroperca olfax (Jenyns, 1840). PloS one, 11(10), p.e0165167.

Valiela, I., Bowen, J.L. and York, J.K., 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. Bioscience, 51(10), pp.807-815.

Van der Oost, R., Beyer, J. and Vermeulen, N.P., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental toxicology and pharmacology, 13(2), pp.57-149.

van Weelden, C., Towers, J.R. and Bosker, T., 2021. Impacts of climate change on cetacean distribution, habitat and migration. Climate Change Ecology, 1, p.100009.

Weis, J.S., 2015. Marine pollution: what everyone needs to know. Oxford University Press.

Wenger, A.S., Fabricius, K.E., Jones, G.P. and JE, B., 2015. 15 Effects of sedimentation, eutrophication, and chemical pollution on coral reef fishes. Ecology of fishes on coral reefs, 145.

White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K., 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. Conservation Biology, 29(4), pp.1186-1197.

Wolff, M., Ruiz, D.J. and Taylor, M., 2012. El Niño induced changes to the Bolivar Channel ecosystem (Galapagos): comparing model simulations with historical biomass time series. Marine Ecology Progress Series, 448, pp.7-22.

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. and Barnett, A., 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), p.e2117440119.

Zanella, I., Garro, A.L. and Vargas, R.A., 2009. Caracterización de la pesca del tiburón martillo Sphyrna lewini, en la parte externa del Golfo de Nicoya, Costa Rica. Revista Ciencias Marinas y Costeras, 1(1), pp.175-195.

Zárate, P., Bjorndal, K.A., Parra, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. and Bolten, A.B., 2013. Hatching and emergence success in green turtle Chelonia mydas nests in the Galápagos Islands. Aquatic Biology, 19(3), pp.217-229.

Zerr, K.M., Imlay, T.L., Horn, A.G. and Slater, K.Y., 2022. Sick of attention: The effect of a stress-related disease on juvenile green sea turtle behaviour in the face of intense and prolonged tourism. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 32(3), pp.430-441.

Ziegler, J., Dearden, P. and Rollins, R., 2012. But are tourists satisfied? Importance-performance analysis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. Tourism management, 33(3), pp.692-701.

Ziegler, J. and Dearden, P., 2021. Whale shark tourism as an incentive-based conservation approach. Whale sharks: Biology, ecology