

Monterey Bay Aquarium Seafood Watch®

Normativa para pesquerías de Seafood Watch®

Índice

Índice	1
Introducción	1
Principios guía de Seafood Watch	3
Criterios y metodología de puntuación de Seafood Watch para pesquerías	6
Factor 1.2 Mortalidad por pesca	14
Criterio 2 – Impactos on Otras Especies Capturadas	17
Factor 2.1 Abundancia	20
Factor 2.2 Mortalidad por Pesca	21
Factor 2.3 Factor modificador: Descartes y uso de carnada	23
Criterio 3 – Efectividad del manejo	25
Factor 3.1 Estrategia de manejo e implementacion	26
Factor 3.2 Estrategia de la fauna de acompañamiento	30
Factor 3.3 Investigación científica y monitoreo	32
Factor 3.4 Vigilancia de las estrategias de Manejo	33
Factor 3.5 Inclusión de participantes	33
Criterio 4 – Impactos en el habitat y Ecosistemas	35
Factor 4. 1a Impacto Físico del Artes de Pesca en el Hábitat / Substrato	36
Factor 4.1b Factor modificador: Mitigacion de los impacto del arte de pesca	37
Factor 4.2 Manejo Pesquero basado en el Ecosystema	39
Glosario	43
References	56
Apéndices	60
Apéndice 1 – Pautas adicionales para interpretar la salud de los stocks y la mortalidad por pesca	60
Apéndice 2 – Matriz de efectos de la captura incidental por tipo de equipo	64
Apéndice 3 – Estrategias de manejo adecuadas	82
Apéndice 4 – Estrategias de reducción de la captura incidental	87
Apéndice 5 – Impacto del equipo de pesca en el substrato	94
Apéndice 6 – Tabla de modificación de equipo para equipos de fondo	98
Apéndice 7 – Métodos de evaluación con datos limitados	99
Apéndice 8 – Historial de revisión del documento	101
Appendix References	104

Introducción

El Monterey Bay Aquarium está comprometido a inspirar la conservación de los océanos. A estos efectos, Seafood Watch®, un programa del Monterey Bay Aquarium, investiga y evalúa el impacto ambiental de las pesquerías naturales y los productos de acuicultura, y divulga al público y a otras partes interesadas sus recomendaciones relativas a los pescados y mariscos a través de distintos medios, como las guías de bolsillo de Seafood Watch con información por regiones específicas, las aplicaciones móviles, y también en línea en www.seafoodwatch.org.

Este documento contiene la Normativa de Seafood Watch para pesquerías, según su aprobación el 30 de septiembre de 2015 por el Seafood Watch Multi-Stakeholder Group, con modificaciones menores aprobadas el 4 de octubre de 2016 por este grupo compuesto de varias partes interesadas. La Normativa permite evaluar la sostenibilidad relativa de las pesquerías de captura natural conforme a la ética de conservación del Monterey Bay Aquarium. Esta incluye la descripción del contexto y la lógica que explican cómo las suposiciones y los valores de Seafood Watch se reflejan dentro de los cálculos y las opciones de puntaje. Las fuentes de las operaciones de acuicultura se evalúan por medio de una norma distinta. Tanto la Normativa de acuicultura como la Normativa de pesquerías, además de nuestro proceso de evaluación, análisis y recomendaciones, se encuentran disponibles en www.seafoodwatch.org.

La versión de la Normativa aprobada el 30 de septiembre de 2015 se ha utilizado en todas las evaluaciones de pesquerías naturales a partir del 1 de enero de 2016, y la versión aprobada el 4 de octubre de 2016 se utilizará en todas las evaluaciones de pesquerías naturales a partir del 1 de enero de 2017. La Normativa consiste en los siguientes criterios:

1. Principios directivos definidos.
2. Criterios de desempeño fundamentados en datos científicos que se revisan con regularidad con base en las recomendaciones de expertos en pesquerías.
3. Una metodología de puntuación contundente y objetiva que permite producir un análisis transparente de las operaciones de una pesquería de captura natural con respecto de los criterios de desempeño.

La Normativa de Seafood Watch para pesquerías se utiliza para elaborar análisis de operaciones de pesca de captura natural conforme a una escala de calificación de Seafood Watch dividida entre: Mejores opciones (verde), Buenas alternativas (amarillo) y Evita (rojo). En Seafood Watch se utilizan los criterios de valoración a fin de calcular la puntuación numérica final, así como las subpuntuaciones numéricas y las calificaciones por colores dentro de cada criterio. Estas puntuaciones se traducen en una calificación final de Seafood Watch por colores, conforme a la metodología descrita en la tabla a continuación. La tabla también describe la forma en que Seafood Watch define cada una de estas categorías. Las descripciones que acompañan a cada categoría de colores de Seafood Watch, así como los principios guía que figuran a continuación, constituyen los factores en los que se enmarcan los criterios, y deben tenerse en cuenta al hacer observaciones y comentarios acerca de cualquiera de los aspectos de cada criterio.

Mejores opciones	Puntuación final >3.2, y Criterio 1 o Criterio 3 (o ambos) en Verde, y sin criterios en rojo, ni puntajes	Los pescados y mariscos capturados o cultivados que figuran en la lista de "Mejor opción" son ecológicamente sustentables, están bien administrados y se pescan o
------------------	---	---

	críticos.	cultivan con métodos que causan muy poco o ningún daño al hábitat o a la vida silvestre. Estas operaciones se ciñen a todos nuestros principios guía.
Buenas alternativas	Puntuación final >2.2, con hasta un criterio en rojo, sin puntuaciones críticas, y no cumple los criterios para Mejor opción (anterior).	Los pescados y mariscos capturados o cultivados que figuran en la lista de "Buenas alternativas" no pueden considerarse del todo sustentables por el momento. Aunque estos productos se ciñen a la mayoría de nuestros principios guía, existe algún problema de conservación que requiere una mejora substancial, o hay mucha incertidumbre en lo relativo al impacto de esta pesquería o a las operaciones de acuicultura.
Evita	Puntuación final ≤2.2, o dos o más criterios en rojo, o una o más puntuaciones críticas.	Los pescados y mariscos capturados o cultivados que figuran en la lista de "Evita" se capturan o crían usando métodos que suponen un alto riesgo de causar daños significativos al medioambiente. No se ciñen a nuestros principios guía y no se consideran sustentables debido a un problema crítico de conservación, o se requieren mejoras en diversas áreas.

Principios guía de Seafood Watch

En Seafood Watch® se define a los pescados y mariscos sustentables como aquellos, ya sea capturados o cultivados, que provienen de fuentes que puedan mantener o aumentar la producción sin poner en peligro la estructura y función de los ecosistemas afectados.

Pesquerías de captura natural sustentable:

1. Se rigen por los principios de administración de las pesquerías basadas en ecosistemas.

La pesquería se administra con miras a garantizar la integridad del ecosistema completo, en lugar de centrarse exclusivamente en mantener la productividad del stock de especies únicas. En la medida en que lo haga posible el estado actual de la ciencia, se comprenden y protegen las interacciones ecológicas afectadas por la pesquería, y se preservan la estructura y función del ecosistema.

2. Se asegura que todas las poblaciones afectadas¹ se mantengan sanas y abundantes.

La abundancia, el tamaño, el sexo y la estructura genética de las especies principales afectadas por la pesquería (sin limitarse a la especie objetivo) se mantienen en niveles que no afecten el reclutamiento ni la productividad a largo plazo de los stocks, ni el cumplimiento de sus funciones dentro del ecosistema y la red alimenticia.

La abundancia de la especie principal afectada por la pesquería debe mantenerse, superar, o fluctuar entre los niveles que permitan la producción a largo plazo del rendimiento máximo sustentable. Se requiere una mayor abundancia en el caso de las especies forrajeras, a fin de permitirles cumplir con su función ecológica.

3. Todos los stocks afectados se pescan dentro de los niveles sustentables.

¹ Las poblaciones "afectadas" incluyen a todas las poblaciones de peces afectadas por la pesquería, sin importar si se trata de la especie objetivo o de la captura incidental, ni si se conservan o terminan por descartarse.

La mortalidad por pesca de las principales especies afectadas por la pesquería debe ser la adecuada dada la abundancia actual y la resiliencia inherente a la pesca, y al mismo tiempo debe obedecer a la incertidumbre científica, a la incertidumbre de administración, y a los efectos ajenos a la pesquería, como la degradación del hábitat.

La mortalidad por pesca acumulada de las especies afectadas debe estar por debajo o en el nivel que produce el rendimiento máximo sustentable en pesquerías de una sola especie para las especies típicas que se encuentran en los niveles meta.

Es posible que en algunos casos la mortalidad por pesca deba estar por debajo del nivel que produce el rendimiento máximo sustentable, como las especies forrajeras, las pesquerías multispecies, las especies sumamente vulnerables o las pesquerías con un alto grado de incertidumbre.

En el caso de las especies que se han agotado hasta alcanzar niveles por debajo de los deseados, la mortalidad debe estar por debajo o en un nivel que le permita a la especie recuperarse hasta alcanzar la abundancia deseada.

4. Reducción de la captura incidental.

En Seafood Watch se define la captura incidental como la mortalidad o el daño relacionados con las pesquerías, fuera de la captura conservada. Entre los ejemplos figuran los descartes, la captura de especies en peligro o amenazadas, la mortalidad precaptura y la pesca fantasma. Todos los descartes, incluidos los que se liberaron con vida, se consideran parte de la captura incidental, a menos que haya datos científicos válidos de un alto índice de supervivencia posterior a la liberación y que no haya pruebas documentadas de efectos negativos en la población.

La pesquería hace un uso óptimo de los recursos marinos y de agua dulce al minimizar la pérdida postcultivo y al usar de manera eficiente los recursos marinos y de agua dulce como carnada.

5. Tiene tan solo un efecto negligible en las poblaciones de especies amenazadas, en peligro o protegidas.

La pesquería evita la captura de cualquier especie amenazada, en peligro o protegida (especies ETP, por sus siglas en inglés). Si se llegara a capturar alguna especie ETP de forma accidental, la pesquería garantiza y puede demostrar que esto solo tuvo un efecto negligible en estas poblaciones.

6. La pesquería se administra con el fin de dar sostén a la productividad a largo plazo de todas las especies afectadas.

La administración debe ser adecuada para la resiliencia inherente de la vida marina y de agua dulce afectada; deberá incorporar suficientes datos para poder evaluar las especies afectadas y llevar un control de la mortalidad por pesca, a fin de asegurar que el riesgo de disminución sea bajo. Deberán implementarse y aplicarse medidas que permitan garantizar que la mortalidad por pesca no amenace la productividad a largo plazo ni la función ecológica de ninguna especie en el futuro.

La estrategia de administración tiene una alta probabilidad de prevenir declives en la productividad de los stocks al incorporar el nivel de incertidumbre, otros efectos sobre el stock y el potencial de una mayor presión en el futuro.

La estrategia de administración previene de manera eficaz los efectos negativos en las especies de captura incidental, en particular las especies de preocupación.

7. Evita el impacto negativo en la estructura, el funcionamiento o la biota asociada a los hábitats acuáticos donde se realizan las actividades pesqueras.

La pesquería no tiene un efecto adverso en la estructura física del lecho marino ni de las comunidades biológicas asociadas.

Si se utilizan equipos de alto impacto (*p. ej.* redes de arrastre, dragas), no se pesca en hábitats vulnerables del fondo marino (*p. ej.* corales, montes submarinos), y el daño potencial al fondo marino se mitiga por medio de importantes medidas de protección del espacio, modificaciones en el equipo u otros métodos con un alto nivel de eficiencia.

8. Preservan la función trófica de toda la vida acuática.

Todos los stocks se mantienen en niveles que les permitan cumplir su papel ecológico y preservar el funcionamiento del ecosistema y la red alimenticia, conforme a los mejores datos científicos disponibles.

9. No producen cambios ecológicos nocivos, como la reducción de poblaciones de depredadores dependientes, cascadas tróficas ni cambios de fase.

Las actividades de pesca no deben redundar en cambios nocivos, como el agotamiento de depredadores dependientes, cascadas tróficas ni cambios de fase.

Esto podría llegar a requerir la pesca de algunas especies (*p. ej.* especies forrajeras) a niveles muy por debajo del rendimiento máximo sustentable y a mantener las poblaciones de estas especies a un nivel muy por encima de la biomasa que produce el rendimiento máximo sustentable.

10. Garantiza que las actividades de fomento y las actividades de pesca en stocks mejorados no tengan un efecto negativo en la diversidad, abundancia, productividad ni integridad genética de stocks silvestres.

Todas las actividades de fomento se realizan a niveles que no tienen un efecto negativo en los stocks silvestres, mediante la reducción de la diversidad, la abundancia o la integridad genética.

Administrar las pesquerías con mira a los stocks mejorados permite garantizar que no haya ningún efecto negativo para los stocks silvestres, de manera armónica con los principios guía antes descritos, como resultado de las pescas.

Las actividades de fomento no afectan al ecosistema por la competencia dependiente de la densidad ni ningún otro medio, según las mejores bases científicas disponibles.

Criterios y metodología de puntuación de Seafood Watch para pesquerías

Las pesquerías sustentables de captura natural deben garantizar que la abundancia de las especies capturadas, tanto las especies objetivo como las incidentales, se mantenga a largo plazo en niveles que permitan que las especies cumplan con su función ecológica*, y al mismo tiempo deben preservar la estructura, la productividad, el funcionamiento y la diversidad del hábitat y el ecosistema. Se debe implementar un sistema de manejo que permita aplicar todas las leyes locales, nacionales e internacionales a fin de garantizar la productividad a largo plazo del recurso y la integridad del ecosistema al atenerse a la estrategia de precaución y respondiendo a las circunstancias cambiantes.

Ámbito

Las recomendaciones de Seafood Watch® se aplican a un solo tipo de stock o especie capturada en una pesquería de un solo tipo, según lo definan el tipo de equipo, la zona y el órgano administrativo.

Criterio 1 – Impacto en la(s) especie(s) bajo revisión

Resumen – El Criterio 1 es utilizado para calificar los impactos de la pesquería en la población que está siendo analizada. Este incorpora tanto los niveles actuales de abundancia de la población (e. g. conocer si presenta signos de sobrepesca), así como información sobre niveles de mortalidad por pesca (e.g. conocer si existen niveles de sobre explotación). La combinación de las puntuaciones de abundancia y mortalidad por pesca determinan la puntuación final para el Criterio 1. Estos factores son inherentemente complejos, ya que toman en cuenta múltiples consideraciones, incluyendo no sólo la abundancia y la mortalidad por pesca, sino también la vulnerabilidad inherente de cada especie (que incluye la productividad y la susceptibilidad a la pesca), la incertidumbre en la evaluación de los poblaciones, así como en las fuentes de los datos utilizados para determinar la abundancia y mortalidad por pesca, así como el grado en que la pesquería evaluada es uno de los principales contribuyentes de la mortalidad por pesca de la especie (incluyendo pesca comercial, recreativa, de subsistencia y pesca fantasma).

Principios rectores

Asegurar que todas las poblaciones afectadas se encuentren saludables y en abundancia. Abundancia, tamaño, sexos, edad y estructura genética deben de mantenerse a niveles que no impidan la productividad a largo plazo de las poblaciones o asegurar que puedan desarrollar su rol dentro del ecosistema y de la cadena trófica.

Que la pesca de todas las poblaciones afectadas se lleve a cabo en niveles sustentable. La mortalidad por pesca debe de ser apropiada y de acuerdo con los niveles de abundancia y la vulnerabilidad inherente de la especie. Además, debe de considerar aspectos como la incertidumbre científica, de manejo, así como los impactos no generados por la pesca como la degradación del hábitat.

La mortalidad por pesca acumulada para las especies debe de situarse por debajo de los niveles que producen el máximo rendimiento sostenible para cada una de las especies objetivo.

La mortalidad por pesca tal vez incluso deba de ser menor que los niveles que producen el máximo rendimiento sostenible en ciertos casos, como en las pesquerías multiespecíficas, con especies altamente vulnerables o pesquerías con grandes valores de incertidumbre.

Para especies que se encuentran sobreexplotadas o por debajo de los valores objetivo, la mortalidad por pesca debe encontrarse al nivel o por debajo del nivel que permite a las especies recuperar sus valores de abundancia objetivo.

Instrucciones para la evaluación

Evalué los Factores 1.1–1.2 bajo el **Criterio 1** para calificar el estado de la población para la cual está escribiendo la recomendación. Evalué los Factores 2.1–2.3 del **Criterio 2** para calificar las otras especies principales de la pesquería, incluyendo a las especies asociadas y retenidas, así como aquellas que se encuentren en estado de sobreexplotación, agotadas, en peligro, amenazadas o alguna otra categoría de preocupación y que son capturadas de manera regular por la pesquería

Factor 1.1 Abundancia

Meta: *La abundancia de la población y la estructura de tallas de las especies nativas se mantiene a niveles que no impiden el reclutamiento o la productividad*

General: El Factor 1.1 califica la abundancia de la(s) especie(s) que están siendo examinada, sin importar si está se encuentra por encima o debajo de los límites de referencia u objetivos de manejo, si existiesen, o incluso si se encuentra clasificada como en sobrepesca, amenazada o en peligro. Cuando no existe una clasificación o no existe un estudio reciente del estado de la población con relación a puntos de referencia, el Factor 1.1 será calificado con base en la vulnerabilidad inherente de la especie, y, de manera opcional, con el uso de métodos de evaluación con uso limitado de información (data-limited assessments). La calificación para el Factor 1.1, en combinación con el Factor 1.2 (el cual evalúa la mortalidad por pesca), determinan la calificación para el Criterio 1 – Impacto sobre la especie bajo evaluación.

Califique de acuerdo a la tabla siguiente. En casos donde se desconozca el nivel de abundancia, calcule la vulnerabilidad inherente utilizando el Análisis de Productividad-Susceptibilidad (MSC 2014) que se muestra debajo de la tabla siguiente y en la Tabla 1.1.2.

Tabla 1.1.1

Nivel de Preocupación	Descripción	Calificación
Muy bajo	1.a. Existe una evaluación de la población reciente o una actualización que ha sido aprobada a través de un proceso científico robusto, Y b. La Biomasa calculada se encuentra por encima o fluctuando alrededor de un punto de referencia objetivo (el cual es apropiado de acuerdo al rol ecológico de la especie) y que no cuentan con conflictos científicos. O 2. El estado de la población se encuentra en el nivel o cerca del nivel histórico máximo o del valor de la biomasa virgen. O 3. Se trata de una especie no nativa.	5
Bajo	1. Existe una evaluación de la población que no tiene más de 10 años Y la biomasa: a. Se encuentra por encima <u>del punto de referencia limite</u>, el cual es <u>apropiado de acuerdo al rol ecologico de la especie</u>, y al menos al 75% del punto de referencia objetivo. (<i>e.g.</i> la biomasa tal vez se encuentra por debajo del <u>punto de reference objetivo</u>); o b. se reporta por encima de los límites de referencia, (los cuales son <u>apropiados de acuerdo al rol ecologico de la especie</u>). pero no cumple con todos los requerimientos para alcanzar una calificación de muy baja	3.67

	preocupación O 2. No existe una evaluación cuantitativa del estado de la población, pero a. la especie NO es altamente vulnerable² (ver Tabla, 1.1.2), Y b. existen al menos 2 métodos de evaluación con datos limitados apropiados, los cuales están basados en el uso de distintas fuentes de datos que sugieren que la población es saludable² y no hay conflictos con los indicadores³ (ver <u>Apendice 7</u>)	
Moderado	1. La especie se encuentran por encima del punto de referencia limite, pero por debajo del 75% del punto de referencia objetivo O 2. La especie NO es una especie altamente vulnerable² (ver Tabla 1.1.2) Y ya sea que a. No existe una evaluación del stock, no hay puntos de referencia, y/o no existe evidencia que sugiera que el stock se encuentra por encima o por debajo de los puntos de referencia.; O b. Existe un conflicto con la información acerca del estado del stock (<i>e.g.</i>, conflict con resultados distintos con modelos alternos; recientes analissi del stock (no mas de 10 y que no esta basado en datos antiguos) La lista de IUCN contradice los resultados del stock; or las conclusiones de las evaluaciones con datos limitados presentan conflictos³)(ver <u>Apendice 7</u>), y no existe una razón que sugiera que cierta información es mas valida que la otra O 1. No existe una evaluacion cuantitativa del stock, pero existen algunos datos que indicant que el estado del stock no es de preocupacion, <i>e.g.</i> a. El Stock este clasificado por los reguladores como no sobrepescado o tiene una categoría "least concern" por el IUCN, O b. La especie es altamente vulnerable⁴ (ver Tabla 1.1.2), pero existen al menos dos metodos de evluacion con datos limitados basado en	2.33

² Véanse las Instrucciones para el análisis de susceptibilidad-producción (a continuación) para determinar la vulnerabilidad.

³ Quedan por elaborarse criterios guía sobre los "métodos de análisis adecuados con datos limitados". Hasta tanto se elaboren, se proporciona el Apéndice 7 con el fin exclusivo de ilustrar los ejemplos, y no se deberá asumir que tales indicadores y límites son indicados para todas las pesquerías. Las pesquerías deberán proporcionar datos y análisis que deberán verificarse con la opinión de expertos.

⁴ Véanse las Instrucciones para el análisis de susceptibilidad-producción (a continuación) para determinar la vulnerabilidad.

	distintas fuentes de informacion que sugieren que el estado del stock es saludable, y no existes indicadores de conflicto ⁵ (ver <u>Apendice 7</u>)	
Alta	a. 1. Es probable que el stock se encuentra por debajo del limite de referencia, agotado/sobrepescado, o determinado como un stock de preocupacion, vulnerable, en peligro o amenazado ya sea por un organismo cientifico, regional, nacional o internacional (incluyendo las designaciones del COSEWIC o las clasificaciones de en peligro y amenazadas del listado del IUCN; sin embargo, datos mas recientes y específicos (regionales) acerca del estado del stock, pueden tener mayor peso en esta determinacion); O 2. Los metodos de datos limitados disponibles (ver <u>Apendice 7</u>) sugieren que el estado del stock es pobre; O 3. La especie es altamente vulnerable² (ver Tabla 1.1.2) Y a. no existe evidencia que sugiera que el stock esta ya de por encima o debajo de los puntos de referencia; O b. los datos disponibles, incluidos los metodos de evaluacion con datos limitados³ (ver <u>Apendice 7</u>), cuentan con resultados conflictivos.	1

Instrucciones para realizar el Analisis de Productividad-Susceptibilidad (para determinar vulnerabilidad)

Para determinar si la especie es altamente vulnerable (solamente si es necesario utilizar la table siguiente): **Si las especies son tiburones, tortugas marinas, aves marinas, mamiferos marinos o corales, se considera automaticamente que cuentan con “alta” vulnerabilidad inherente.** El valor automatico de “alta vulnerabilidad” de estos taxones puede ser anulado en aquellos casos en donde existe evidencia de que el estado de las poblaciones no es de alta preocupación. Para especies de teleósteos e invertebrados, el valor de vulnerabilidad inherente se obtendrá de acuerdo al metodo PSA descrito a continuacion, el cual esta adaptado de la versión del Marine Stewardship Council (MSC) 2014 (disponible en el enlace <https://www.msc.org/documents/scheme-documents/fisheries-certification-scheme-documents/fisheries-certification-requirements-version-2.0>). Los atributos de Productividad utilizados en este metodo, difieren para especies de peces e invertebrados. Cuando los datos son insuficientes para calificar alguno de los atributos de productividad, ese atributo puede ser dejado en blanco. Los atributos de Susceptibilidad estan diseñados para asignar un valor de facto en aquellos casos en los que la informacion disponible es insuficiente para calificar (ver tablas a continuacion).

⁵ Quedan por elaborarse criterios guía sobre "métodos de análisis adecuados con datos limitados". Hasta tanto se elaboren, se proporciona el Apéndice 7 con el fin exclusivo de ilustrar ejemplos, y no se deberá asumir que tales indicadores y límites son indicados para todas las pesquerías. Las pesquerías deberán proporcionar datos y análisis que deberán verificarse con la opinión de expertos.

Pasos adaptados de las instrucciones del MSC para implementar un PSA (para referencias vea las instrucciones que comienzan en la pagina 87 de el documento [MSC Fisheries Certification Requirements v2.0](#))

1. El analista debera de utilizar la “Herramienta PSA del SFW” para calcular los valores de susceptibilidad y productividad.
2. Para cada combinacion de datos limitados de un stock (tipo de arte de pesca, localidad, cuerpo de agua) que es calculado utilizando el PSA, una calificación particular de PSA debe de ser calculada con esta herramienta. Tanto los valores de productividad como de susceptibilidad seran calificados en tres niveles de riesgo: bajo, medio y alto. Donde existe información limitada o conflictiva para los atributos de susceptibilidad o productividad, se debera utilizar la calificación mas precautoria (el valor mas alto).
3. Para productividad: Ver la tabla de productividad como guia. Es de notar que el valor mas bajo de productividad corresponde al nivel de mas alto riesgo (y viceversa). Informacion adicional para ciertos atributos se muestra a continuacion:
 - La valoracion de tamaño y edad promedio maximo, asi como edad de primera madurez sera solo para peces.
 - La valoracion de densidad es solo para invertebrados.
4. Para susceptibilidad: Revise la tabla de susceptibilidad como guia. Es de notar que el valor mas bajo de susceptibilidad corresponde al nivel mas bajo de riesgo (y viceversa). Informacion adicional sobre algunos atributos se muestra a continuacion:
 - “Sobrelapamiento de areas” y “sobrelapamiento vertical” debe de ser calificado considerando el impacto de todas las pesqueras en las especies evaluadas.
 - “Selectividad” y “mortalidad post-captura” debe de ser calificada solo con relacion a la pesqueria que esta siendo evaluada.
 - Valores de defacto, son proporcionados en la tabla. Estos valores deberán de utilizarse únicamente cuando no hay evidencia de lo contrario.
 - Para el caso de ‘Mortalidad Post-captura’ (PCM) y en ausencia de datos de observacion, u otro tipo de informacion de campo, que ha sido obtenida durante operaciones de pesca comercial, donde se indica que los organismos son liberados vivos y existe una alta tasa de sobrevivencia post-liberacion, el valor de facto debe de ser riesgo alto. El analista puede ajustar los valores de facto cuando: 1) existe un alto valor en la selectividad y 2) una gran porción de los animales capturados son liberados y regresados vivos y sobreviven el encuentro con la pesquería.
5. Para calcular el valor final:
 - El valor de productividad (P) = promedio de los valores de los atributos de productividad a (p1, p2, p3, p4, p5, p6, p7, and p8, donde p8 es solamente utilizado para los invertebrados)
 - El valor de susceptibilidad (S)= producto de los valores de los atributos de susceptibilidad (s1, s2, s3, s4), calculado con la siguiente formula:

$$S = \left[\frac{(s1 * s2 * s3 * s4) - 1}{40} \right] + 1$$

- Valor de vulnerabilidad (V) = la distancia Euclideana de 1 y 2 utilizando la siguiente formula:

$$V = \sqrt{P^2 + S^2}$$
- 6. Los rangos del valor de vulnerabilidad son:
 - < 2.64 = Baja vulnerabilidad
 - ≥ 2.64 and ≤ 3.18 = Mediana vulnerabilidad
 - > 3.18 = Alta vulnerabilidad
- 7. SFW utiliza los valores de alta vulnerabilidad limite para la tabla de calificacion 1.1 (agrupando de manera efectiva los stocks de baja y media vulnerabilidad).
- 8. Los resultados de los analisis PSA de baja y media vulnerabilidad pueden overridden con los casos de “alta vulnerabilidad” en algunos casos como:
 - La(s) especie(s) tiene(n) uno o mas valores extremos en alguno de los atributos de “productividad” (e.g., produce menos de diez juveniles al año o vive mas de 40 años), O
 - La evidencia disponible sugiera que existe una gran preocupación con el estado de especies similares y/o con stocks “vecinos”.

Tabla 1.1.2a. Atributos de Productividad y valores del Marine Stewardship Council 2014:

Atributos de Productividad	Alta productividad (bajo riesgo, valor = 1)	Productividad media (riesgo medio, valor = 2)	Productividad baja (alto riesgo, valor = 3)
Edad media de madurez	< 5 años	5-15 años	>15 años
Edad máxima promedio	<10 años	10-25 años	>25 años
Fecundidad	>20,000 huevos al año	100-20,000 huevos al año	<100 huevos al año
Tamaños promedio maximo (no utilizarse cuando se evaluen invertebrados)	< 100 cm	100-300 cm	>300 cm
Tamaño promedio de individuos maduros (no utilizarse cuando se evaluen invertebrados)	<40 cm	40-200 cm	>200 cm
Estrategia de reproduccion	Desovante externo	Capa de huevos demersal o incubador	Vlviparo
Nivel trofico	<2.75	2.75-3.25	>3.25
Dependiente de densidad (a utilizarse solo con especies de invertebrados)	Existe una dinamica compensatoria cuando el tamaño de la población es bajo o es muy probable.	No existe una dinamica compesantoria o no es probable que ocurra.	Dinamica dependiente de densidad al tamaño bajo de la poblacion (Efecto de Allee) demostrado o probable
Calidad del habitat	El estado del habitat es robusto, no se conoce degradacion por parte	El habitat ha sido moderadamente alterado por impactos	El habitat ha sido substancialmente comprometido por

	de la pesquería.	de la pesca.	impactos no relacionados a la pesquería y por lo tanto ha reducido la capacidad para soportar a la especie, por ejemplo: presas, contaminación o desarrollo costero.
--	------------------	--------------	--

Table 1.1.2b. Atributos de susceptibilidad y valores del Marine Stewardship Council 2014.

Atributo de susceptibilidad	Valor bajo (score = 1)	Valor medio (score = 2)	Valor alto (score = 3)
Sobrelapamiento de áreas (Considerar a todas las pesquerías)	La gran mayoría (>90%) de las especies donde las especies se concentran (principal rango de distribución) se encuentra sin pesca (considerando todas las pesquerías) (evidencia debe estar disponible)	La mayoría (70%-90%) del área de concentración de las especies se encuentra libre de ser pescado (por cualquier pesquería) (debe de existir evidencia)	>30% del área de concentración de las especies se encuentra bajo presión de pesca, se considera a todas las pesquerías. Valor elegido si no existe información
Sobrelapamiento vertical (Considera todas las pesquerías)	Bajo nivel de sobrelapamiento entre la profundidad de operación de la pesquería y el rango de profundidad de las especies, e.g. el rango de profundidad de las especies (>=66%) se encuentra sin ser pescado (se consideran todas las pesquerías) (Debe de existir evidencia; poco probable para "especies objetivo")	Sobrelapamiento medio entre las profundidades de pesca de la pesquería y el rango de profundidad de las especies, considerando todas las pesquerías. E.g. una proporción considerable (>=33%) del rango de profundidad de las especies se encuentra libre de pesca (debe de existir evidencia)	Alto nivel de sobrelapamiento entre las profundidades de pesca y el rango de distribución de las especies. Valor elegido por para las especies objetivo, de igual manera para las especies de animales que respiran fuera del agua, o cuando no se cuenta con información
Selectividad de la pesquería (Específico para la pesquería bajo evaluación)	Las especies no son objetivo Y no existe alta probabilidad de ser capturadas por el arte de pesca (e.g., el tamaño promedio de madurez es más pequeño que el tamaño de la malla de la red)(en pesquerías con	Existe pesca dirigida a las especies, o existe como pesca incidental Y es probable que la especie no escape su interacción con el arte de pesca, PERO las condiciones de "Alto Riesgo" no aplican.	Existe pesca dirigida, o como pesca incidental Y los atributos de la pesquería, en combinación con el comportamiento biológico de la especie (e.g. agregaciones reproductivas, procesos

	redes), o la especie no es atraída a la carnada utilizada (pesquerías con línea), o la especie es muy grande para entrar en la trampa (pesquerías con trampas), etc. (si se sabe que, <33% de los individuos que interactúan con el arte de pesca son capturados) Debe de existir evidencia de esto.	Default score when conditions under 'high risk' do not apply	migratorios, fidelidad del sitio, inusual atracción al arte de pesca, hermafroditismo secuencial, segregación por sexos, etc.) que incrementan la susceptibilidad al arte de pesca: e.g. el tamaño de la luz de malla permite la retención de individuos por debajo del tamaño de madurez, o la pesquería enfoca el esfuerzo en agregaciones reproductivas o BOFFFs (Hixon et al 2014) Si medidas de manejo efectivas están siendo aplicadas para mitigar el efecto del comportamiento o requerimientos de pesca. Estos factores no necesitan ser considerados.
Mortalidad Post-captura (Específico para la pesquería bajo evaluación)	Existe evidencia de que la mayoría de los individuos capturados (>66%) son liberados y sobreviven después de ser capturados	Existe evidencia de que algunos (33-66%) individuos sobreviven, después de ser liberados.	Las especies son retenidas o la mayoría muere después de ser liberadas, o no se cuenta con información Valor de default para especies que son retenidas o que no se cuenta con información

Factor 1.2 Mortalidad por pesca

Meta: La mortalidad por pesca es apropiada para el estado actual de la población.

General: Este factor evalúa si la mortalidad por pesca para cada especie que es capturada en la pesquería se encuentra en los niveles apropiados (actualmente definido como al nivel o por debajo del nivel del rendimiento máximo sostenible, o en su caso un valor equivalente). Con relación a la(s)

especie(s) objetivo, esta sección incluye la mortalidad por pesca directa e indirecta de la pesquería. La mortalidad indirecta puede incluir las pérdidas cuando la captura muere, pero no es traída a bordo de la embarcación, así como la mortalidad después de liberar.

NOTA: Los valores están basados en mortalidad por pesca/tasa de explotación, *e.g.*, F/F_{MSY} . Cuando se determina que la pesquería es el principal contribuyente, y/o la mortalidad por pesca se encuentran justo en el valor o por debajo del valor de sustentabilidad, se recomienda utilizar el enfoque precautorio cuando existe cierta incertidumbre. Para mayor detalle, revise el Appendice 1 (guía para evaluar la mortalidad por pesca).

Table 1.2.1

Nivel de preocupación	Descripción	Valor
Baja	Es Probable que las distintas fuentes de mortalidad por pesca (incluyendo pesca comercial, deportiva, de subsistencia, and pesca fantasma, si aplica) se encuentra al nivel o por debajo del <u>nivel de sustentabilidad</u> que es <u>apropiado con relación al nivel ecológico de la especie</u> (e.g., un nivel que permitiría a la población a mantener abundancia o reconstruir su biomasa mínima para tener un rendimiento máximo sostenible (B_{msy}) a un valor aproximado) O 1. La especie no es nativa O 2. Para especies evaluadas bajo el C2: La pesquería no es <u>el contribuyente substancial</u> de la mortalidad por pesca, o la contribución a la mortalidad se espera sea lo suficientemente baja para no afectar de manera negativa a la población.	5
Moderada	1. El valor de F se encuentra <u>fluctuando alrededor de F_{MSY}</u>, o aquellas especies que cuentan con un rol excepcional en el ecosistema, y que cuentan con un punto de referencia que es <u>apropiado de acuerdo al rol ecológico de la misma</u> O 2. Se desconoce; O 3. El valor de F se encuentra por debajo de valor de referencia y es menos conservador que el valor de F_{MSY}	3
Alta	1. Es probable (>50% de probabilidad) o se sospecha que la mortalidad por pesca de todas las fuentes (incluyendo pesca comercial, recreativa, de subsistencia, y pesca fantasma, si es aplicable) se encuentra por encima de los límites sustentables apropiados a la especie, de acuerdo a su rol ecológico (e.g. niveles en los cuales la población puede mantener niveles de	1

	abundancia que permitan reconstruir su biomasa a niveles Bmsy o valores aproximados (e.g., sobrepesca está ocurriendo) Y 2. Para especies evaluadas bajo el Criterio 2 y el valor individual de cada pesquería es desconocido o la pesquería es <u>el principal contribuyente de mortalidad por pesca</u>. O 3. En el caso de especies de forraje: los puntos de referencia no han sido definidos y la pesquería carece de un estrategia de manejo con enfoque precautorio que considere las necesidades de los depredadores que dependen de estas (revise las paginas 90-91 del reporte “Lenfest Forage Fish Task Force o las paginas 8-9 of el resumen Lenfest)	
--	---	--

Criterion 1 Puntuacion y rankeo
--

Calificacion = media geometrica (Factores 1.1, 1.2).

La clalificacion esta basada en la calificacion final de la siguiente manera:

- >3.2 = Verde
- >2.2 and ≤ 3.2 = Amarillo
- ≤ 2.2 = Rojo

Criterio 2 – Impactos on Otras Especies Capturadas

Información General: Los analistas evalúan el Criterio 2, utilizando los mismos factores que en el Criterio 1, aplicando estos factores a las especies de la fauna de acompañamiento (llamada Bycatch en el resto del documento) y a las otras especies objetivo que son capturadas en la pesquería evaluada (revisar especificaciones cuando se trate de mamíferos marinos, o en casos donde las especies capturadas como bycatch se desconozcan). Un aspecto crítico en la evaluación del Criterio 2, es determinar cuáles especies incluir dentro de la evaluación, estas especies, son llamadas “especies principales”. A continuación, se define el proceso para su selección.

Principios rectores

Asegurar que todas las poblaciones afectadas se encuentran saludables y en abundancia. Abundancia, tamaño, sexos, edad y estructura genética deben de mantenerse en niveles que no limiten la productividad a largo plazo de las poblaciones, o que puedan desarrollar su rol en el ecosistema y la cadena trófica.

Los peces de todas las poblaciones afectadas se encuentran en niveles sustentables. La mortalidad por pesca debe de ser la apropiada de acuerdo a los niveles actuales de abundancia y vulnerabilidad inherente para continuar con la pesca, mientras se considera la incertidumbre científica, de manejo y los impactos no relacionados con la pesca, así como la degradación del hábitat.

La mortalidad por pesca acumulada experimentada por las especies afectadas, debe de encontrarse en o por debajo de los niveles que producen el máximo rendimiento sostenible para pesquerías que se enfocan en una sola especie en especies típicas que se encuentran dentro de los niveles objetivo.

La mortalidad por pesca tal vez necesite ser más baja de los niveles que producen el máximo rendimiento sostenible en ciertos casos como en pesquerías multi especies, especies con alta vulnerabilidad o pesquerías con alta incertidumbre.

Para especies que se encuentran agotadas por debajo de los puntos objetivo, la mortalidad por pesca debe de estar en o por debajo de los niveles que permiten a estas especies recuperarse hasta alcanzar los niveles de abundancia objetivo.

Minimizar bycatch. Seafood Watch® define bycatch como aquella mortalidad o lesión generada de manera directa por la pesquería, excluyendo la captura retenida. Como ejemplo de esto, se incluyen especies descartadas, especies amenazadas y en peligro, especies utilizadas como carnada, mortalidad pre-captura y pesca fantasma. Todas las especies descartadas, incluidas aquellas que son liberadas vivas, son consideradas bycatch a menos que exista evidencia científica válida de una alta supervivencia después de su liberación y no existe evidencia documentada de impactos negativos en los niveles de la población.

La pesquería optimiza el uso de los recursos marinos al minimizar las pérdidas post-captura y utilizando de la manera más eficiente el uso de carnada.

No tener un impacto negligente en ninguna de las especies amenazadas, en peligro o protegidas. La pesquería evita capturar alguna de las especies Amenazadas, en peligro o protegidas (AEP). Si alguna de

las especies en la categoría AEP es capturada de manera accidental, la pesquería asegura y puede demostrar que no existe un importante impacto en la población de estas especies.

Instrucciones para la evaluación

La calificación del Criterio 2 para las poblaciones para las cuales se está generando la recomendación, será el valor más bajo de todas las demás **especies principales** capturadas con esta (incluyendo tanto las especies objetivo como las que no, las especies retenidas y las especies descartadas), multiplicado por el valor de los descartes + la tasa de uso de carnada. Una especie es una “especie principal”, si cumple alguno de las siguientes condiciones (‘captura’ aquí, incluye desembarques y descartes):

- Es un componente común de las capturas (como guía, >5% de la captura en la mayoría de los casos), **o**
- Sobreexplotada, en peligro, amenazada, bajo sobreexplotación, o que de alguna otra manera se encuentra bajo estatus de preocupación, y en donde se captura de manera regular y esta captura puede contribuir de manera significativa al estatus de conservación (*i.e.*, su presencia es mayor que esporádica o despreciable). Como guía, la mortalidad de la especie causada por la pesquería es >5% del nivel sustentable, **o**
- La pesquería que se encuentra sobre es una de las principales fuentes de mortalidad por pesca de la especie, incluyendo especies utilizadas como carnada (a manera de guía, approx. 20% o más de la mortalidad total por pesca, **y**
- Especies utilizadas como carnada deberán ser tratadas como especies asociadas (fauna de acompañamiento). Si las especies usadas como carnada son desconocidas, pero en conjunto representan más del 5% de la captura, y no hay otra especie principal que ha sido identificada, entonces se debe de agregar “escama desconocida” con valores para abundancia y mortalidad por pesca como “moderado”.

Nota: Especies principales deben de incluir solo aquellas especies que han sido capturadas en un solo lance. No debe de incluir especies que son capturadas durante lances separados/acciones de pesca/intentos o tendidos, aun cuando puedan ser capturados de manera oportunística en la misma zona, utilizando el mismo equipo y potencialmente en el mismo viaje. Las excepciones se pueden hacer sobre la base de caso por caso y las especificaciones del arte de pesca.

Identificando especies desconocidas.

Si las especies principales son desconocidas o la información sobre la composición específica de las capturas es incompleta, se utilizará la matriz de especies desconocidas, del [Apendice 2](#) para identificar aquellos taxones más probables de interactuar de manera substancial con el arte de pesca, y el cual es definido como **calificación de 3.5** o menor, en las tablas. Las especies con calificación por **encima del 3.5** de la matriz de Especies de Bycatch desconocidas no deberán ser evaluadas. En estos casos, estos taxones deberán ser agrupados de manera conjunta para la evaluación, por ejemplo: especies de “peces o escama”; “invertebrados bentónicos”, etc. Los taxones principales identificados, pueden ser modificados utilizando información adicional cuando esta se encuentra disponible y es relevante:

1. Al rango geográfico de la pesquería.

2. El grado de solapamiento, si alguno (con áreas de alimentación, o reproducción, etc.) entre la pesquería y potenciales especies de fauna de acompañamiento.
3. Profundidad de pesca
4. Si la pesquería está operando en la costa (algunas áreas costeras pueden tener mayores impactos en algunas especies) o sistemas de mar abierto
5. Si la pesquería opera de manera estacional y coincide con la temporada de cría, y otras preocupaciones basadas en la región de pesca y la preocupación por la conservación de las posibles especies de captura incidental.

Si no hay captura incidental y ninguna otra especie principal se desembarca, la pesquería recibe una puntuación de cinco para este criterio, las preguntas restantes en el Criterio 2 pueden omitirse y el evaluador puede continuar con el Criterio 3.

Factor 2.1 Abundancia

Meta: *La abundancia y estructura de tallas de todas las principales especies de captura incidental, se mantiene a un nivel que no perjudique el reclutamiento o la productividad*

Descripción general: Este factor está basado en el Factor 1,1, con reglas adicionales para los casos en que exista captura incidental de especies desconocidas. En esta sección se incluye una guía sobre el uso de las matrices de captura incidental desconocida. Una revisión de las matrices de captura incidental desconocida, está llevada a cabo (véase el Apéndice 2).

Especies conocidas y por evaluar

Cuando las especies de bycatch son conocidas y existen valores del estado de las poblaciones, siga las instrucciones de evaluación del Factor 1.1 mostradas anteriormente (el Factor de la Abundancia es identificador para todas las especies principales capturadas en la pesquería, sin importar si son especies objetivo, retenidas o descartadas).

Especies conocidas, pero con datos limitados.

En aquellos casos donde las especies de bycatch son conocidas, pero no existen evaluaciones formales: cuando las especies no cuentan con evaluaciones formales del estado de la población, pero existen al menos dos métodos apropiados con datos limitados que ayudan a indicar el estado de la población (Ver Apéndice 7, para identificar ejemplos de evaluaciones con datos limitados), la evaluación del estado de la abundancia de la población debe de ser evaluada como en el Factor 1.1. Si no existen métodos apropiados con datos limitados, siga la guía sobre como “especies sin evaluar” que se muestra a continuación.

Especies sin evaluar

En casos donde las especies que conforman la fauna de acompañamiento son conocidas, pero no existe un índice del estado de la población (por ejemplo, no existe una evaluación formal o métodos con datos limitados), la abundancia de la población debe de ser evaluada como se menciona en el factor 1.1, y en donde se requeriría del uso del Análisis de Productividad-Susceptibilidad para la mortalidad de los casos. Si la fauna de acompañamiento incluye, mamíferos marinos, tortugas marinas, aves marinas, y/o especies altamente vulnerables de tiburón, y no existe una evaluación del impacto de la pesquería en estas especies, la matriz de bycatch desconocida (the unknown bycatch matrix, UBM) deberá de ser utilizada para calificar la mortalidad por pesca de estas especies. En casos donde las especies de bycatch, no se conocen, pero existen grupos taxonómicos en riesgo que pueden ser identificados, grupos de especies por taxón serán utilizados en la UBM para calificar cada grupo. Mientras que el uso de la UBM es recomendable, se aclara que el valor de la UBM puede ser anulado si existe evidencia que sugiere que las especies de bycatch capturadas por la pesquería evaluada en particular no representan un nivel de alta preocupación. Specific bycatch species should be listed in the text, and care should be taken to ensure that species likely to be of higher vulnerability are given appropriate consideration.

Fauna de acompañamiento desconocida

En casos donde la fauna de acompañamiento es desconocida o con datos limitados, utilice la “matriz de Bycatch desconocida” para evaluar las especies de bycatch más probables (Según se define en las instrucciones para “identificar especies desconocidas” en la sección “especies principales”).

Para utilizar la Matriz de Bycatch desconocida

1. Determinar cual de los taxones a incluir: se comienza considerando a cada taxon en la lista del Apendice 2/Unknown Bycatch Matrices para cada tipo de pesquería con un valor menor a **3.5 o menor**. Esta lista puede ser ajustada como se apropiado, tomando en cuenta las condiciones particulares de cada pesqueria. Cuando las especies de bycatch son conocidas, todos los taxones que incluyen especies que cubren con la característica de “especie principal” deben de ser evaluadas.
2. Evaluar el Factor 2.1 como ‘**altamente preocupante**’ si el taxon se encuentra conformado principalmente por especies que cuentan con ya sea:
 - a. Alta vulnerabilidad (*i.e.*, tiburones, tortugas marinas, mamiferos marinos, aver marinas, y corales; asi como famislias o generos de especies de peces e invertebrados que son reconocidos pro tener alta vulnerabilidadharks (ve la lista del Apendice 2),
 - b. Especies que no se evalúan en la zona pesquera, pero son especies estrechamente relacionadas o las poblaciones vecinas y con estatus conocido suelen ser motivo de gran preocupación.
 - c. O son especies que cuenta con sobrepesca, en peligro o amenazadas dentro del rango de la pesquería.

Nota: La calificacion de ‘altamente preocupante’ puede ser anuladas con base en datos que indiquen claramente que una especie en particular no es altamente vulnerable o que una pesqueria esta operando de manera distinta a lo estandarres tradicionales de trabajo.

3. Score Factor 2.1 as ‘**moderate concern**’ for teleost fish or invertebrates that are not from highly vulnerable taxa as defined in #2 above.

Factor 2.2 Mortalidad por Pesca

Goal: *La mortalidad por pesca es apropiada para el estado actual de la población de todas las especies de la fauna de acompañamiento o poblaciones.*

Overview – Generalment, el Criterio 2.2 sigue la misma estructura del Criterio 1.2.

Known species

Seguir las instrucciones para evaluar el 1.2 above (the Factors for Abundance and Fishing Mortality are identical for all main species caught in the fishery, whether target, other retained, or discarded AND are identical for bait species used in the fishery).

Marine Mammals in U.S. Fisheries

Informacion adicional para evaluar la captura de Mamiferos marinos en pesquerias de los Estados Unidos se proporciona a continuacion (debido a la disponibilidad de datos sobre remocion biologica potencial (PBR for sus siglas en ingles, potential biological removal) y tasas de mortalidad por pesca de todos los mamíferos marinos, que se encuentra disponible en “Evaluacion del estado de las poblaciones de mamíferos marinos, y la lista de reportes de pesquerías, revisar <http://www.nmfs.noaa.gov/pr/interactions/lof/>)

Mamíferos marinos en pesquerías fuera de los EE.UU. deberán ser evaluados utilizando un procedimiento similar cuando existe bajo nivel de preocupación y donde existe evidencia que muestra que la pesquería no está teniendo un impacto negativo en la recuperación/estabilidad de las poblaciones de mamíferos marinos.

Tabla 2.2.1

% of PBR tomado por la pesquería	Mortalidad acumulada por pesquerías > PBR?	Seafood Watch Rating
<50%	No	Bajo
50-100%	No	Moderado
<10%	Si	Bajo
10-50% y ninguna contribuye de manera principal en la mortalidad total	Si	Moderado
>50% o al menos una pesquería es la principal contribuyente de mortalidad por pesca.	Si	Alto

Si PBR o la mortalidad por pesca relativa a PBR no se conoce, se evaluará de manera conservadora considerando lo que se conoce (*e.g.*, la pesquería y/o la clasificación de las especies) o se evaluará como “moderado.” Ejemplo: si el valor es desconocido, pero la pesquería está clasificada como Categoría II y la especie no es estratégica (ver <http://www.nmfs.noaa.gov/pr/laws/mmpa/text.htm#section3>, (US U.S.C. 1362(19))), se calificará como “baja preocupación.”

Especies desconocidas o con datos/información limitada

La evaluación de taxones utilizando la matriz de especies desconocidas deberá de ser realizada de acuerdo con el Apendice 2 y la tabla que le sigue. Al igual que con la determinación de las principales especies y la calificación de la abundancia, si hay datos que indican que una pesquería específica está operando de manera diferente a los procedimientos operativos estándar, la matriz de especies desconocidas puede ser anulada.

Tabla 2.2.2

Calificación de Bycatch de la matriz de especies desconocidas (1–5)	Mortalidad por pesca
≥3.5	Preocupación baja
2.5-3	Preocupación moderada
1-2	Preocupación alta

Factor 2.3 Factor modificador: Descartes y uso de carnada.

Meta: *La pesquería optimiza el uso de los recursos marinos para minimizar las pérdidas post-captura.*

Vision general: Mientras que el resto del Criterio 2 se centra en el impacto de la población sobre la captura incidental y otras especies en la captura, El Factor 2.3 aborda la cuestión de los residuos asociados con altos descartes o el uso de carnada en la pesquería. La puntuación se ajusta hacia abajo si existen altos descartes o nivel de carnada y la calificación final del Criterio 2 se ve afectada a consecuencia de esto.

Debido a que el uso de carnada es considerado para este Factor 2.3, pero rara vez se cuantifica, el objetivo es proporcionar puntuaciones por defecto para el uso de carnada, con base en revisión de la literatura, para ciertos tipos de pesca (especies objetivo y artes). Se pueden anular estas puntuaciones por defecto si existen datos específicos de la pesquería.

Instrucciones: Este factor de ponderación es utilizado para cada pesquería en evaluación. Tanto carnada como descartes de peces muertos se consideran en relación con los desembarques totales. Esta relación se refiere a los descartes de peces muertos y / o el uso de carnada total en relación con los desembarques totales de **todas las especies** capturadas en la pesquería. La tasa de mortalidad por descarte se asume generalmente al 100% (es decir, todos los descartes se asumen como muertes). Las excepciones incluyen los casos en que la investigación ha demostrado una elevada supervivencia posterior a la liberación, incluyendo invertebrados atrapados en trampas. O la investigación demuestra una elevada supervivencia posterior a la liberación de especies capturadas por diversos artes de pesca. Cuando se conocen las tasas de mortalidad por descarte, se multiplican estas tasas por la cantidad de descartes de la especie correspondiente para determinar la cantidad de descartes de peces muertos. Si la proporción de la captura incidental en los arribos y/o el uso de carnada son desconocidos, se utilizarán las tasas de captura promedio para pesquerías similares (en función del tipo de arte de pesca, especie y/o ubicación) como se indica en algunos artículos (por ejemplo, Kelleher 2005 y Alverson et al. 1994). Cuando se utiliza carnada, pero se desconoce cantidades, sólo necesita ser evaluado en los casos en los que es probable que sea sustancial su uso con relación a los desembarques (por ejemplo, la pesca con trampas).

Si la cantidad de descartes de peces muertos, más el uso de carnada con relación a los desembarques totales (en biomasa o número de peces) es superior al 100% (es decir, los descartes y carnada supera los arribos), se modificará la puntuación total para el Criterio 2 multiplicando por un factor de 0.75.

Tabla 2.3.1

Proporcion de carnada + descartes/captura total	Valor del Factor 2.3
< 100%	1
≥100%	0.75

Criterio 2 Puntuacion y clasificacion

La puntuación del Criterio 2 para población para la cual se está realizando la recomendación = Sub puntuación multiplicado por la tasa de descarte (Factor 2.4).

- Sub puntuacion = subpuntuacion mas baja de todas las especies capturadas
 - Sub puntuacion de cada species = media geometrica (Factores 2.1, 2.2).

La clasificación está basada en el valor **más bajo** de la siguiente manera

- >3.2 = **Verde**
- >2.2 and ≤3.2 = **Amarillo**
- ≤2.2 = **Rojo**

Criterion 3 – Efectividad del manejo

Overview: El Criterio 3 (Efectividad del Manejo) se enfoca en evaluar la efectividad de la estrategia de captura planteada, su ejecución, la vigilancia y el monitoreo en el control de la pesca de acompañamiento, así como en el manejo efectivo de estas especies

Principios rectores

La pesquería ha logrado mantener la productividad a largo plazo de todas las especies afectadas
El manejo debe de ser apropiado con relación a la resistencia inherente de la vida marina afectada y debe incorporar datos suficientes para evaluar a las especies involucradas, así como gestionar la mortalidad por pesca para asegurar poco riesgo de agotamiento de las mismas. Se deben desarrollar medidas y vigilar su cumplimiento para garantizar que la mortalidad por pesca no amenaza la productividad a largo plazo o el papel ecológico de cualquier especie en el futuro.

Instrucciones para la evaluación

En general, el Factor 3.1 evalúa las estrategias de gestión para las especies manejadas y 3.2 evalúa las estrategias de manejo para las especies descartadas. Sin embargo, una sola especie puede ser tanto retenida como descartadas, lo que complica esta división. Por lo tanto, la división entre 3.1 y 3.2 se puede basar en diferentes tipos de estrategias de manejo en lugar de por especie. 3.1: Strategies for managing catch – i.e. fishery stock management, such as setting total allowable catches etc., should be evaluated under

- 3.1: Estrategias para el manejo de la captura – por ejemplo, el manejo de la población, como puede ser el caso de la fijación de límites totales de la captura, etc., deben ser evaluados en el punto 3.1. Si la pesquería carece de una normativa para controlar o prevenir la captura de una especie en particular, debe de ser evaluado por el Factor 3.1, siempre que la especie es utilizada o se vende.
- 3.2: Estrategias para la prevención de la captura - es decir, aquellas que buscan evitar la captura de especies no deseadas, en peligro o protegidas, así como aquellas que realizan modificaciones de las artes, etc., son evaluadas en el punto 3.2.

La falta de reglamentos que buscan impedir las capturas de cualquier especie protegida o en peligro, mamíferos marinos, etc., que no son retenidas y que son vulnerables a la pesquería siempre debe ser considerado en el punto 3.2.

Evaluar los factores de 3.1 a 3.5, para cada pesquería. Vea la tabla siguiente para calcular el resultado final C3.

Paso 1: Asignar una clasificación a cada una de los cinco subfactores de manejo utilizando la siguiente tabla: (Nota: si un valor "crítico" es obtenido en 3.1, se puede ir directo a la calificación final para el Criterio 3, sin necesidad de revisar los otros sub-factores).

Factor 3.1 Estrategia de manejo e implementacion

Goal: La estrategia de manejo tiene una alta probabilidad de evitar la disminución de la productividad de la población, considerando el nivel de incertidumbre, otros impactos en la población, y el potencial de aumento de la presión en el futuro. Vea el Apendice 4 para mayor guía.

Tabla 3.1.1

3.1 Estrategia de manejo e implementación	Descripción
Altamente efectivo Meta: La pesquería tiene una <u>altamente apropiada</u> estrategia y metas de manejo y existe evidencia de que la estrategia implementada es exitosa.	1. Para mas del 70% de las especies objetivo, retenidas y/o poblaciones (por numero), estrategias de manejo/objetivos de conservación han sido definidos (e.g., puntos de referencia); Y 2. Para mas del 70% de las especies objetivo, retenidas y/o poblaciones (por numero), cuentan con políticas precautorias que estan basadas en recomendaciones científicas e incorporan incertidumbre científica, variabilidad ambiental, y aversion de riesgo, incluyendo regulaciones que controlan mortalidad por pesca y que respondan al estado de la población (ver <u>Apendice 3</u> para ejemplos de estrategias de manejo altamente efectivas); Y 3. Estrategias efectivas estan siendo implementadas para las especies objetivo/retenidas que se encuentran <u>sobrepescadas, agotadas, en peligro o amenazadas</u> y que permiten la recuperación con una alta probabilidad de éxito y dentro de un tiempo de efectividad apropiado; Y 4. Existe evidencia de que la estrategia que está siendo implementada es exitosa. O 4. Para especies NO-NATIVAS, a) existen estrategias que: 1. previenen una mayor propagación y reducen la biomasa conforme avanza el tiempo 2. o limitan la biomasa a niveles mínimos. (e.g., por debajo de BMSY); O b) El manejo no incrementa la preocupación con relación a especies no

	nativas. Y b. El manejo no incrementa la preocupación con relación a especies no nativas.
Moderadamente efectivo	La pesquería no cumple con todos los estándares para ser calificada como “altamente efectiva”, pero 1. Para más del 70% de especies objetivo/retenidas/especies nativas/poblaciones (por número), existen medidas de manejo que están siendo aplicadas y que exceden los criterios de “no efectivo” y “crítico” Y 2. Para más del 70% de especies objetivo/retenidas/especies nativas/poblaciones (por número), se espera que las medidas de manejo sean efectivas (ver <u>Apendice 3</u>), pero: a. Existe una necesidad por incrementar la precaución (<i>e.g.</i>, reducciones más fuertes en las TAC cuando la biomasa declina, reacciones más rápidas cuando existen cambios en la población, etc); O b. La efectividad es desconocida y es POCO PROBABLE que la pesquería está teniendo serios impactos negativos en las especies retenidas (<i>e.g.</i>, el estado de las todas las principales especies retenidas son conocidos y ninguna presenta una evaluación en rojo); O c. Las medidas de manejo no han estado en uso por tiempo suficiente para evaluar su éxito; Y 3. <u>Las especies de preocupación, sobrepescadas o agotadas</u> a. Para todas las especies objetivo/retenidas que se encuentran identificadas como <u>sobrepescadas o agotadas</u>, el esquema de manejo cuenta con una estrategia de reconstrucción y recuperación, cuyo éxito es potencialmente probable; O b. Las mejores prácticas de manejo para minimizar la mortalidad de “poblaciones con preocupación” están siendo implementadas y se cree que son efectivas;

	Y 4. Para especies NO-NATIVAS, a. Las medidas de manejo o de regulacion de pesca previenen el increment en el tamaño de la poblacion o propagación y b. Si se produce alguna siembra o cultivo, las especies ya están establecidas y se ha demostrado que la actividad de siembra o cultivocurso no contribuye al crecimiento o la propagación de la población no nativa.
Ineffective	El manejo sobrepasa el estandar de “critico”, pero (para al menos el 30% de las especies objetivo y principales especies retenidas/ o el numero de poblaciones: 1. La efectividad del manejo es desconocida y es <u>PROBABLE</u> que la pesqueria esta teniendo serios impactos en las poblaciones retenidas (e.g., Criterio 1 y/o Criterio 2 fueron evaluados en rojo debido a preocupación con el estado de las poblaciones de una o mas especies retenidas); O 2. No existe manejo y es POCO PROBABLE que la pesqueria esta teniendo serios impactos negativos en las especies retenidas (e.g.,el estado de todas las especies retenidas se conoce y ninguna esta evaluada en rojo); O 3. El manejo establece limites en las capturas por encima de los limites recomendados por la ciencia, o descarta la recomendación científica; O 4. The La pesquería carece de medidas de manejo que razonablemente se espera que sean eficaces, estrategias apropiadas para reconstruir especies de preocupación o control apropiado de especies de pesca no nativas (cuando es aplicable) como se detalla en "moderadamente eficaz" (# 2-5).
Critical	1. La estrategia de manejo es insuficientemente precautoria para proteger a las poblaciones de las especies retenidas, o las estrategias no han sido implementadas de manera existosa; O 2. No existe manejo donde claramente es necesitado;

	O 3. La pesquería se dirige o captura y retiene de manera regular especies <u>sobrepescadas, agotadas, en peligro o amenazadas</u> y la pesquería es la principal contribuyente de mortalidad de estas especies, además el manejo carece de medidas adecuadas para reconstruir las poblaciones o una estrategia de recuperación y/o prácticas efectivas diseñadas para limitar la mortalidad por pesca de estas especies (por ejemplo, cuando sobre pesca esta ocurriendo); O 4. Para especies no nativas, existen probables impactos negativos en el ecosistema, la pesca se mantiene en parte a través de la siembra, etc., y / o el tamaño del stock o propagación adicional no se controlan mediante la cosecha u otras estrategias. O 5. El manejo de la pesquería no cumple con los <u>requerimientos legales establecidos</u>; O 6. Pesca ilegal sustancial; 25% o más del producto es pescado de manera ilegal
--	--

Factor 3.2 Estrategia de la fauna de acompañamiento

Meta: La estrategia de manejo previene impactos negativos en las especies de bycatch, particularmente en aquellas con cierta preocupación.

Tabla 3.2.1

3.2: Estrategia	Descripción
Altamente efectiva	La pesquería no tiene, o tiene muy poca captura incidental (<5%) (incluyendo pesca inintencionada o especies sin manejo e incluye especies no retenidas); <u>o</u> <u>especies de preocupación</u> son capturadas <u>o</u> si la pesquería no es altamente selectiva (<i>i.e.</i>, la tasa de descartes, captura de especies no objetivo o capturada no manejada, excede el 5% del total de los desembarques): 1. La pesquería tiene una altamente efectiva estrategia de manejo y metas diseñadas para minimizar el impacto de la pesquería en especies asociadas; Y 2. Existe evidencia de que: a. Que la estrategia se está aplicando con éxito (por ejemplo, hay un registro constante de que la captura incidental es conservadora); O b. la captura incidental está siendo reducida al mínimo, sobre todo para especies vulnerables; como tiburones, aves marinas, tortugas y mamíferos marinos, a través de medidas de mitigación que han demostrado ser altamente eficaces (por ejemplo, para la pesca de Estados Unidos, los mamíferos marinos que interactúan con Categoría 1 (vea el <u>Apendice 4</u> como guía); Y 5. La pesquería no es la principal causa de mortalidad de cualquier especie de interés (por ejemplo, no existe una Categoría I para mamíferos marinos); Y 6. Si una pesquería cuenta con alta probabilidad de generar pesca fantasma, existe una estrategia integral para hacer frente a la misma y que incluye lo siguiente: a. medidas para evaluar, minimizar y mitigar los impactos de los aparejos desechados de la pesca (por ejemplo, modificaciones de las artes.), o b. Reportar sitio y ubicación con tiempos sensibles, la pérdida de los artes de pesca.
Moderadamente efectiva	Si <u>especies de preocupación</u> son capturadas <u>o</u> si la pesquería no es altamente efectiva (<i>i.e.</i>, la tasa de descartes, especies no objetivo o captura de especies no excede el 5% de los arribos), La pesquería debe de tener algunas medidas de manejo para las especies de la fauna

	de acompañamiento, para poder alcanzar el valor de “moderadamente efectivo” (incluyendo la implementación y apropiado uso de un plan de Reducción para pesquerías enlistadas en la Categoría I para la captura de especies de mamíferos marinos, y medidas para mitigar la pesca fantasma, si se ha demostrado preocupación de una alta probabilidad de que se está generando pesca fantasma) PERO tal vez, 1. La efectividad de la estrategia o la implementación se encuentra bajo debate o es incierta (e.g., los límites del bycatch fueron impuestos con base en asunciones, pero estos son discutibles o no seguras) 2. Las técnicas de reducción del Bycatch son utilizadas, pero su efectividad es desconocida o incierta; 3. El manejo no ha estado en operación lo suficiente para poder evaluar su efectividad o se desconoce su efectividad; 4. Si es una pesquería que cuenta con un alto nivel de preocupación o alta probabilidad de generar pesca fantasma, la pesquería implementa medidas de mitigación para pesca fantasma, pero su efectividad es desconocida.
No efectiva	Si <u>especies de preocupación</u> son capturadas o si la pesquería no es altamente efectiva (i.e., la tasa de descartes, especies no objetivo o captura de especies excede el 5% de los arribos) 1. El manejo de bycatch es insuficiente debido al potencial impacto de la pesquería (e.g., la pesquería presenta bycatch de especies vulnerables o un elevado nivel de descartes y no implementa ningún tipo de medidas prácticas para el manejo de dichas especies, la evidencia muestra que un plan de reducción no es efectivo) 2. Existe fuerte evidencia de que se realizan técnicas de aleteo de Tiburón en la pesquería 3. La pesquería no cumple con los requerimientos mínimos legales con relación a la fauna de acompañamiento. 4. Si la pesquería cuenta con un historial comprobable o alta a probabilidad de generar pesca fantasma (de especies objetivo o incidentales). Y las medidas de manejo que existen (si las hay) son insuficientes para mitigar el potencial impacto de los artes de pesca perdidos y que generan un alto nivel de pesca fantasma.

Factor 3.3 Investigación científica y monitoreo.

Table 3.3.1

3.3: Investigación científica y monitoreo	Descripción
Altamente efectivo	1. El proceso de manejo utiliza esquemas independientes y <u>de evaluación poblacional actualizados</u> U otro tipo de métodos apropiados que generan conocimiento adecuado con relación al estado de la población; Y 2. La evaluación es completa y robusta e incluye todas las fuentes de mortalidad por pesca (e.g. Pesca recreativa), y utiliza tanto datos independientes de la pesca, como datos de abundancia así como datos dependientes de la misma; Y 3. Datos de abundancia y distribución geográfica de especies no nativas es continuamente monitoreado. Y 4. Existe un monitoreo apropiado de la fauna de acompañamiento. ; Y 5. <u>Una cobertura adecuada de observadores o video monitoreo</u> g así como colecta de datos y análisis que son suficientemente adecuados para asegurar que las metas con relación al bycatch están siendo alcanzadas Y 6. Si aplica, el traspaso de captura de una embarcación a otra está siendo monitoreado; Y 7. Las pesquerías, especialmente aquellas que utilizan trampas, y redes de enmalle (u otras pesquerías que puedan generar pesca fantasma), deben de colectar datos con relación a la pérdida de artes de pesca o mostrar información con relación a algún otro método que incluya el impacto de la pesca fantasma en la mortalidad por pesca.
Moderadamente efectivo	1. Algunos datos relacionados con la abundancia de la población son obtenidos y analizados. Aun cuando los datos no son suficientes para cumplir con los requerimientos de “altamente efectivo” estos son utilizados para monitorear y mantener el seguimiento del estado de la población (estos incluyen el monitoreo de la fauna de acompañamiento) mediante el uso de método de evaluación con datos limitados; O 2. El manejo está basado en la implementación de una estrategia adecuada que

	requiere supervisión mínima (e.g. Áreas protegidas, incluyendo áreas de desove) u otras técnicas apropiadas).
No efectivo	1. No existe información o se capturan datos de manera no significativa para realizar análisis apropiados. Estrategias de manejo no son utilizadas (vea Apéndice 7); O 2. La fauna de acompañamiento no es monitoreada o evaluada y la pesquería no utiliza un arte de pesca selectiva; O 3. Las especies objetivo de la pesquería no cuenta con evaluación poblacional y las regulaciones para limitar la mortalidad por pesca de estas especies no están siendo aplicadas.

Factor 3.4 Vigilancia de las estrategias de Manejo.

Table 3.4.1

3.4: Vigilancia de las regulaciones de manejo	Descripcion
Altamente Efectiva	1. El uso de permisos de pesca apropiados, el seguimiento de regulaciones y requerimientos de las opiniones biológicas (o documentos equivalentes en pesquerías fuera de Estados Unidos), consensuados, así como acuerdos voluntarios son vigilados de manera constante y verificados de manera independiente, incluyendo programas de Monitoreo Satelital de Embarcaciones (VMS, por sus siglas en ingles), bitácoras de pesca, reportes de arribo, y otros documentos similares. Y 2. La capacidad para controlar y asegurar, los cumplimientos de las regulaciones son adecuadas a la escala de la pesquería.
Moderadamente Efectivo	Vigilancia y/o monitoreo están siendo aplicados y buscan asegurar lograr las metas de manejo, aunque la eficacia del monitoreo y la vigilancia es incierto (e.g., regulaciones son vigiladas por la industria o Pescadores a través de un Sistema voluntario/ Sistema de honor, que no cuenta con un esquema de revisión externo)
No efectivo	Vigilancia y/o monitoreo es inexistente o se considera inadecuado para la pesquería, o su cumplimiento es mínimo.

Factor 3.5 Inclusión de participantes

Tabla 3.5.1

3.5: Inclusion de participantes	Descripcion
Altamente	El proceso de manejo es transparente e incluye comentarios de todos los participantes en la pesquería. Lo que significa que los administradores:

efectivo	1. Incluyen a todos los grupos mayoritarios que participan en la pesquería; Y 2. Proveen un mecanismo para resolver conflictos Y 3. Promueven la participación activa tanto en procesos de evaluación como manejo; Y 4. Realizan procesos transparentes en sus decisiones.; Y 5. Existe un esquema efectivo y constructivo de comunicación entre reguladores, científicos y Pescadores.
Moderadamente efectivo	1. El proceso de manejo es transparente e incluye aportaciones de todos los participantes en la pesquería, PERO 2. No todos los grupos de usuarios están EFECTIVAMENTE considerados y no existe un mecanismo que ayuda a manejar los conflictos entre los participantes.
No efectivo	1. Los participantes no son incluidos en la toma de decisiones de manejo; O 2. Las decisiones no son realizadas de forma transparente.

Paso 2: Asignar una puntuación y clasificación de manejo efectivo (Criterio 3) basado en la calificación obtenida en los cinco factores previos.

Table 3.6

Nivel de preocupacion	Descripcion	Puntuacion
Muy bajo	Cumple o excede el estándar de “altamente efectivo” para los cinco factores evaluados en el manejo.	5
Bajo	1. Cumple o excede todos los estandares para alcanzar “moderadamente efectivo” para los cinco subfactores Y 2. Cumple o excede el estándar de “altamente efectivo para al menos el factor “estrategia de manejo e implementacion” (3.1) PERO 3. Al menos otro de los subfactores estara calificado como “altamente efectivo”.	4
Moderado	1. Cumple o excede los estándares para “moderadamente efectivo” para los cinco subfactores; PERO 2. “Estrategia de manejo e implementacion” (3.1) NO alcanza “altamente efectivo”	3
Alto	1. Cumple o excede los estándares para “moderadamente efectivo” para al menos, “estrategia de manejo e implementacion” y “manejo de Fauna de acompañamiento” PERO 2. Al menos un subfactor es “no efectivo”	2
Muy alto	1. “Estrategia de manejo e implementacion” y “manejo de Fauna de	1

	acompañamiento" son "no efectivos"	
Critico	1. Una pesquería califica de "Crítica" la "Estrategia de manejo e implementación O 2. La pesquería utiliza prácticas destructivas tales como explosivos o venenos (e.g., cianido)	0

Nota: una calificación de "0" (Crítica) para Manejo, resulta en una evaluación final de "Evitar"

Criterio 3 Puntuación y clasificación

La clasificación esta basada en la puntuación final del Criterio 3, de la siguiente manera:

- **Verde** Si >3.2
- **Amarillo** if >2.2 y ≤ 3.2
- **Rojo** if ≥ 1 y ≤ 2.2

Se clasifica como **Critico** si la puntuación es 0.

Criterio 4 – Impactos en el hábitat y Ecosistemas

Descripción general: El Criterio 4 incluye una evaluación de los impactos sobre el hábitat y lecho marino, y otros impactos ambientales indirectos con un enfoque en la cadena alimenticia / impactos tróficos. El Factor 4.1a otorga puntuaciones de acuerdo a la probabilidad de impacto de la pesquería sobre el hábitat y lecho marino en función del tipo de arte de pesca y el sustrato en el que se desarrolla la pesca, mientras que el factor 4.1b permite a la pesquería, mejorar su calificación en este aspecto debido a esfuerzos de mitigación que este siendo aplicados, tales como la modificación de los artes de pesca o cierres de áreas o zonas. Factor 4.2 se centra en los impactos de la red alimentaria y el uso de la gestión basada en los ecosistemas para evitar impactos negativos tróficos.

Principios rectores

Evitar impactos negativos en la estructura, función o la biota asociada a los hábitats marinos donde ocurre la pesca. La pesquería no afecta negativamente a la estructura física del fondo marino o comunidades biológicas asociadas. Si se utilizan artes de pesca de alto impacto (por ejemplo, redes de arrastre, dragas), hábitats del fondo marino vulnerables (por ejemplo, los corales, los montes submarinos) deben de ser áreas donde no se pesca, y el daño potencial al fondo es mitigado a través de sistemas sustanciales de protección espacial, modificaciones en los artes y / u otros métodos que demuestren ser altamente eficaces.

Mantener el papel trófico de toda la vida marina. Todas las poblaciones se mantienen a niveles que les permitan cumplir con su función ecológica, así como para mantener un ecosistema funcional y una cadena trófica estable, lo cual es verificado utilizando la mayor cantidad de información científica disponible.

No se generan cambios ecológicos perjudiciales tales como la reducción de las poblaciones de depredadores, cambios en las cadenas tróficas y su estructura. Las actividades de pesca no deben dar

lugar a cambios perjudiciales tales como el agotamiento de los depredadores dependientes, o las cadenas tróficas. Esto puede requerir, que, en la pesca de determinadas especies, (por ejemplo, especies forrajeras) esta pueda llevarse a cabo muy por debajo del rendimiento máximo sostenible, por lo que debe de mantenerse a las poblaciones de estas especies muy por encima de la biomasa que produce el rendimiento máximo sostenible.

Garantizar que cualquier actividad de mejora, así como las actividades de pesca de poblaciones mejoradas, no afecten negativamente a la diversidad, abundancia, productividad, o la integridad genética de las poblaciones silvestres. Cualquier actividad de mejora se llevara a cabo a niveles que no afecten negativamente a las poblaciones silvestres mediante la reducción de la diversidad, abundancia o la integridad genética.

El manejo de pesquerías que están dirigidas a poblaciones recuperadas, debe garantizar que no se generaran impactos negativos en las poblaciones silvestres -esto alineado con los principios rectores descritos anteriormente-como resultado de la pesquería.

Actividades de mejora no deberán afectar de manera negativa al ecosistema a través de la competencia por densidad o por ningún otro medio y esto se corrobora utilizando la mejor ciencia disponible.

Se siguen los principios de manejo de pesca basada en el ecosistema. La pesquería es manejada de tal manera que se asegura mantener la integridad de todo el ecosistema, en lugar de centrarse únicamente en el mantenimiento de la productividad de una sola especie. En la medida permitida por el estado actual de la ciencia, las interacciones ecológicas afectadas por la pesquería son comprendidos y protegidos, y la estructura y función del ecosistema se mantiene.

Instrucciones para la evaluación

Enfocar los Factores 4.1a–4.1b para cada uno de los artes de pesca de manera individual.

Factor 4. 1a Impacto Físico del Artes de Pesca en el Hábitat / Substrato

Meta: *La pesquería no impacta de manera negativa la estructura física del hábitat oceánico, el piso o las comunidades biológicas asociadas.*

Instrucciones: Los artes de pesca que NO tienen ningún tipo de contacto con el piso marino reciben una calificación de 5 para este criterio, y el Factor 4.1b puede ser omitido. Utilizar la tabla que se muestra a continuación para asignar una calificación a cada uno de los impactos por arte de pesca (El Apéndice 5 provee más guía). Si el tipo de arte de pesca no está incluido en la tabla, se recomienda utilizar la calificación correspondiente al tipo de arte de pesca que más se asemeje al utilizado en términos del contacto con el fondo marino. Cabe señalar, en caso de ser posible demostrar que un arte de pesca específico es significativamente diferente o ha sido modificado de manera importante, puede ser calificado de acuerdo a estos cambios. Seafood Watch no generara recomendaciones de pesquerías que utilizan medios de pesca destructivos tales como explosivos o el uso de cianuro, sin importar el tipo de hábitat o las acciones de manejo que existan; por lo tanto, estos métodos no se encuentren incluidos en la tabla. En casos donde múltiples tipos de hábitat son comúnmente encontrados, y / o la clasificación del hábitat es incierto, se recomienda generar una puntuación conservadora de acuerdo con el tipo de hábitat más sensible. Revisar el Apéndice 5 para mayor información sobre este tema, así como la metodología de la tabla siguiente.

Table 4.1.1

Description	SFW score
El arte de pesca no mantiene contacto con el fondo; pesca de especies pelágicas / o de aguas abiertas	5
1. Línea de pesca vertical que tiene contacto con el fondo; O 2. Línea vertical utilizada para especies bénticas / demersales o asociada con arrecifes	4
1. Redes de enmalle de fondo, trampas, palangre de fondo, con la excepción de cuando se usa en arrecifes rocosos o 2. Redes de cerco de fondo (utilizadas en áreas lodosas/arenosas solamente); o 3. Red de arrastre de media agua que es sabido que toca el fondo de manera ocasional (<25% de las ocasiones); o 4. Redes de cerca que de manera común llegan a tocar el fondo	3
1. Dragas para callos utilizadas en áreas lodosas o arenosas; o 2. Redes de enmalle de fondo, trampas, palangres de fondo utilizados en zonas de arrecife rocoso o zonas coralinas o 3. Cuando se sabe que se da constante pisoteo de zonas de arrecife coralino; o 4. Redes de cerco (excepto cuando son utilizadas en zonas lodosas/arenosas); o 5. Red de arrastre (en áreas lodosas y arenosas, o grava somera) (incluyen arrastre de media agua que se sabe tiene contacto con el fondo)	2
1. Dragas hidráulicas para almejas; o 2. Dragas para callo en zonas de grava, adoquín o roca; o 3. Actividades de arrastre en zonas de adoquín, roca, o zonas de grava de baja energía (>60 m); o 4. Redes de arrastre o dragas utilizadas principalmente en áreas lodosas y/o arenosas (o para capturar especies que están asociadas con estos hábitats), pero en donde la información es limitada y en donde existe gran potencial de que el arte de pesca tiene contacto con hábitats sensibles	1
Dredge or trawl on deep-sea corals or other biogenic habitat (such as eelgrass and maerl)	0

Factor 4.1b Factor modificador: Mitigación de los impactos del arte de pesca

Meta: El daño al piso marino es mitigado o limitado a través de la protección de áreas y hábitats sensibles o vulnerables, y limitando la huella espacial de la pesca limitando el esfuerzo pesquero

Instrucciones: Para evaluar el Factor 4.1b solo se incluyen artes de pesca que tienen un contacto con el fondo marino. La puntuación para el Factor 4.1b solo puede ser utilizada para mejorar la puntuación del Factor 4.1a. Para que un proceso de mitigación sea calificado positivamente, debe existir un alto nivel de credibilidad de que estas funcionan, e.g., mapas del fondo marino de gran calidad, sistemas VMS y/o programas de observadores a bordo son necesarios para justificar que medidas de manejo espacial están siendo implementadas y monitoreadas. Más información en [Apendice 6](#).

Evaluar los esfuerzos en el manejo de la pesquería para mitigar los impactos de la pesquería en hábitats benthicos. **El Factor 4.1b permite incrementar la puntuación de impactos en el hábitat, basado en la Fortaleza de las medidas de mitigación, gracias a la puntuación mostrada en la siguiente tabla.**

Tabla 4.1.2

1. Al menos el 50% del hábitat representativa se encuentra protegido del arte de pesca utilizado en la pesquería evaluada (ver Apéndice 6); O 2. a. La expansión de la huella ecológica de la pesquería a hábitats donde se prohíbe el arrastre es evitada. Una estrategia de rotación de hábitats sí parece apropiada es aceptable y b. La intensidad de la Pesca es lo suficientemente limitada. Debe existir evidencia científica (utilizando el conocimiento sobre la resiliencia del hábitat) y la frecuencia de los impactos del arte de pesca utilizado) de que al menos el 50% de los hábitats se encuentran en estado de recuperación y que su manejo seguirá aplicándose, y c. Hábitats vulnerables están fuertemente protegidos; O 3. El arte de pesca está específicamente diseñado para reducir los impactos en el piso marino, y b. existe evidencia científica de que las modificaciones son efectivas, y las modificaciones del arte se utilizan en la mayoría de las embarcaciones; O 4. Otras medidas están siendo aplicadas y han demostrado ser altamente efectivas en la reducción del impacto del arte de pesca y las cuales pueden ser una combinación de medidas “moderadas” descritas anteriormente e.g., modificación de artes + protección espacial.	+1
1. a. Una <u>proporción substancial</u> de todos los hábitats representativos se encuentran protegidos de todo contacto, y b. La expansión de la huella ecológica de la pesquería a zonas de no arrastre es prohibida. (nota: esto no prohíbe la aplicación de sistemas de rotación de hábitats protegidos siempre y cuando parezca apropiado) y c. Los hábitats vulnerables son protegidos fuertemente; O 2. Las modificaciones a los artes u otras medidas están siendo aplicadas y existe claras razones de que son efectivas.	+0.5
No se cumplen con los estándares para alcanzar +0.5 o	+0
No aplica por que el arte de pesca es inofensivo para el fondo y la pesquería ya recibió un “5” para el Factor 4.1a.	+0

La puntuación para el Factor 4.1 es la suma de las puntuaciones del Factor 4.1a y 4.1b. La clasificación para el Factor 4.1 es asignada con base en los rangos de puntuación que se muestran a continuación Table 4.1.3

Puntuación (Suma de 4.1a y 4.1b)	Category
>3.2	Preocupación baja
>2.2 and ≤3.2	Preocupación moderada
≤2.2	Preocupación alta

Factor 4.2 Manejo Pesquero basado en el Ecosystema

Meta: *Todas las poblaciones se mantienen a niveles que les permitan cumplir con su función ecológica y para mantener un ecosistema en funcionamiento, así como una red trófica.* Las actividades de pesca no deben reducir seriamente los servicios ambientales proporcionados por cualquiera de las especies retenidas o generar cambios perjudiciales tales como cambios en las cascadas tróficas, cambios de fase de especies o la reducción de la diversidad genética. Incluso las especies no nativas deben ser consideradas en relación con los impactos en los ecosistemas. Si una pesquería es manejada con el fin de erradicar una especie no nativa, los impactos potenciales de esta estrategia en las especies nativas en el ecosistema deben ser considerados y evaluados a continuación.

Instrucciones: Asignar una puntuación al manejo basado en el ecosistema para la pesquería.

Table 4.2.1

Nivel de preocupacion	Descripcion	Valor
Muy bajo	1. a. Existen política de manejo aplicadas y (e.g. reglas de control en la captura) que son efectivas para proteger el funcionamiento de los ecosistemas y el rol ecológico de las especies, y b. Se utiliza de manera eficaz el manejo espacial precautorio, por ejemplo, para proteger las zonas de desove, evitar la sobrepesca enfocada en una zona, o proteger áreas de alimentación importantes para los depredadores; si es que aplica. O 2. 1. Un estudio eco sistémico ha sido desarrollado y ha sido científicamente demostrado que la pesquería no realiza impactos genéticos o ecológicos inaceptables; Y 3. Para pesquerías de especies no nativas, existen políticas de manejo en la pesquería que manejan y/o controlan que la dispersión de la especie no tenga efectos negativos a largo plazo, o efectos adversos a especies nativas.	5
Bajo	1. a. Políticas de manejo están siendo utilizadas para proteger al ecosistema, su funcionamiento y consideran el rol ecológico de las especies capturadas, sin embargo su efectividad no ha sido comprobada y, y b. El manejo espacial es utilizado para proteger el el funcionamiento eco sistémico; c. Efectos negativos en la cadena trofica son poco probables Y 2. Para Pesquerías de especies no nativas, las políticas de manejo que están siendo aplicadas en la pesquería controlan la dispersión de especies no nativas, y no tienen un efecto negativo en las especies locales	4
Moderada	1. La pesquería carece de un esquema de manejo espacial u otras políticas para proteger la función del ecosistema o el rol ecológico de las especies que lo habitan, pero impactos negativos en la cadena trófica son poco probables; O 2. Efectos negativos en la cadena trofica son posibles, y hay algunas medidas de manejo basado en el ecosistema en uso; sin embargo, politicas mas Fuertes son necesarias, para proteger de manera general el rol ecológico de las especies de pesca;	3

	O 3. Para pesquerías de especies no nativas, las políticas de manejo de la pesquería/ o las estrategias de control tienen un efecto desconocido en las especies nativas.	
Alta	1. a. La pesquería carece de un esquema de manejo u otras políticas de manejo espacial que protejan al ecosistema, su funcionamiento o en el rol ecológico de las especies, y b. La probabilidad que existan cambios en la cadena trófica, y otros cambios negativos en la cadena alimenticia son altos, pero no existe prueba científica de que son originados por la pesquería; O 3. Para pesquerías que se enfocan en especies no nativas, las políticas de manejo de la pesquería, controlan la dispersión de las especies tienen efectos negativos en las especies nativas.	2
Muy alta	Existe evidencia científica de que cambios en la cadena trófica, y otros cambios negativos en la cadena alimenticia están ocurriendo como consecuencia de la pesquería.	1

Criterio 4 Score and Rating

Puntuacion = Media geometrica (Factor 4.1 a+4.1b, Factor 4.2)

La clasificacion esta basada de la siguiente manera:

- >3.2 = Verde
- >2.2 and ≤ 3.2 = Amarillo
- ≤ 2.2 = Rojo

Puntuación general y Recomendación Final

Visión general: La puntuación global y Recomendación Final

Información general: El sistema de puntuación final combina las puntuaciones de los criterios individuales para producir un resultado final de 0 a 5, pero también se aplica reglas de decisión basado en el número de "alta preocupación", es decir, los criterios en "rojos" como se indica a continuación.

Características específicas: Las siguientes secciones muestran cómo la puntuación final y recomendación final se calculan a partir de las puntuaciones de los criterios individuales. Es la filosofía actual de los criterios del SFW que, independientemente de la calificación numérica final, si existe **UN** criterio de color rojo (con una puntuación numérica ≤ 2.2), entonces la más alta calificación final posible

será un Amarillo o "buena alternativa." Si hay **dos** criterios de rojo, entonces la recomendación final global será roja o "Evitar" independientemente de la puntuación numérica final. Si hay uno o más "críticos", entonces la recomendación final es de color rojo o "Evitar" independientemente de la puntuación numérica final.

Además, estamos proponiendo una nueva regla de decisión en la que una pesquería debe marcar al menos un verde, ya sea en el Criterio 1 o Criterio 3 (o ambos) con el fin de alcanzar un verde o "mejor opción" en general.

Puntuación final = media geométrica de las cinco puntuaciones (Criterio 1 Criterio 2, Criterio 3, Criterio 4, Criterio 5).

La recomendación general es el siguiente:

1. **Mejor alternativa** = Puntuación final >3.2 , **y** ya sea el Criterio 1 o el Criterio 3 (o ambos) son verdes, **Y** no hay criterios en Rojo, **Y** no hay puntuaciones "Críticas"
2. **Buena alternativa**= Puntuación final >2.2 , **y** no hay más de UN Criterio en rojo, **y** no hay criterios en "Crítico", **pero** no alcanza calificación para mejor alternativa
3. **Evitar** = Puntuación final ≤ 2.2 , **o** dos o más Criterios en Rojo, **o uno o más** con puntuación Crítica.

Glosario

Cobertura de observador adecuada o supervisión por video:

La cobertura del observador requerida para una supervisión adecuada depende de la baja frecuencia de la especie capturada; en el caso de las pesquerías que interactúan con especies poco comunes, se requiere una cobertura mayor (Babcock et al. 2003). De forma similar, las especies que se encuentran "aglomeradas" en grupos grandes, en lugar de estar distribuidas de manera más equitativa por el océano, también requieren de mayores niveles de cobertura. Asimismo, las pesquerías que utilicen muchos tipos de equipo y métodos de pesca distintos requieren de mayores niveles de cobertura. Las áreas con muestreo insuficiente, los equipos y las temporadas pueden sesgar los resultados. Por ello, el nivel exacto de cobertura requerido en el caso de una pesquería concreta dependerá de las especies de descarte y objetivo, de la distribución de la especie dentro de la pesquería, del número absoluto de conjuntos, de cuán común es la pesca incidental y de si el nivel de pesca incidental es problemático para la especie (Babcock et al. 2003). El analista necesitará determinar el nivel de cobertura de observador indicado para la pesquería en cuestión; en algunos casos podría requerirse una cobertura del 17 al 20 % (o hasta un 50 % en el caso de pesca incidental de especies de baja frecuencia), pero podría no ser necesario en todos los casos. Debe contarse con un tamaño de muestra decente en términos de conjuntos y capturas absolutas. Si la cobertura del observador es la suficiente para brindar aproximados fiables de la pesca incidental de especies prioritarias en esa pesquería, entonces la cobertura es la adecuada, independientemente del porcentaje (y viceversa). Deberán presentarse pruebas de que la vigilancia por video satisface los criterios de "suficiente cobertura de observador", según se define aquí.

Puntos de referencia adecuados:

La determinación de si los puntos de referencia resultan adecuados dependerá de la respuesta a dos preguntas:

1) *¿El objetivo es el adecuado?* Los puntos de referencia adecuados de la biomasa están diseñados con el objetivo de mantener la biomasa del stock en o por encima del punto en que se maximice el rendimiento (*puntos de referencia meta*; TRP, por sus siglas en inglés) y que asegure estar por encima del punto en que se altera el reclutamiento (*puntos de referencia límite*; LRP, por sus siglas en inglés). Los puntos de referencia de la mortalidad por pesca deberán diseñarse con la finalidad de garantizar que la captura no exceda el rendimiento sustentable y que tenga una probabilidad muy baja de conducir al agotamiento del stock en el futuro.

2) *¿Es confiable el cálculo de los puntos de referencia?* Es posible que surja una preocupación si los puntos de referencia se han reducido en repetidas ocasiones o si hay controversia científica respecto de los puntos de referencia o de los cálculos de la biomasa y la mortalidad por pesca relativos a los puntos de referencia.

Véanse los criterios guía para cada tipo de punto de referencia a continuación y en el [Apéndice 1](#).

Punto de referencia meta. Los puntos de referencia deben evaluarse según el caso, pero en términos generales: los puntos de referencia meta (TRP, por sus siglas en inglés) de la biomasa por lo general no deben ser menores que B_{MSY} o aproximadamente $B_{35}-B_{40}$ %. Los TRP por debajo de B_{35} % requieren de una justificación científica contundente. Los valores B_{MSY} calculados en términos deterministas por debajo de aproximadamente B_{35} % podrían no serán aceptables, puesto que los puntos de referencia deterministas podrían no proporcionar un cálculo suficientemente preventivo de la estocasticidad y la variabilidad medioambiental. Véase el Apéndice 1 para más detalles.

Punto de referencia límite: El punto donde el reclutamiento se vería alterado. Aunque los puntos de referencia deben evaluarse según el caso, en términos generales, los puntos de referencia límites (LRP, por sus siglas en inglés) de la biomasa no deben ser menores que $\frac{1}{2} B_{MSY}$, o $\frac{1}{2}$ de un punto de referencia meta adecuado, como $B_{40\%}$. Los LRP por debajo de un $B_{20\%}$ o $\frac{1}{2} B_{MSY}$ requieren de una fundamentación científica contundente. Los puntos de referencia límite fijados al 50 % de valores B_{MSY} calculados en términos deterministas por debajo de alrededor del $B_{35\%}$ podrían no ser aceptables, puesto que los puntos de referencia deterministas podrían no proporcionar un cálculo suficientemente preventivo de la estocasticidad y la variabilidad medioambiental.

Punto de referencia de la tasa potencial de desove/fracción de la producción de huevos durante el ciclo biológico (SPR/FLEP, por sus siglas en inglés): El punto de referencia límite del SPR/FLEP debe derivarse ya sea de un análisis científico para alcanzar o superar el %SPR de la especie (el umbral del SPR necesario para el remplazo) según su productividad y relación S-R (viz., Mace y Sissenwine 1993), o debe fijarse entre el 35-40 % de la LEP. Puede hacerse una excepción en las especies con una productividad inherente muy baja (*p. ej.*, rocotes, tiburones), en cuyo caso un punto de referencia del 50-60 % de la LEP resultaría más adecuado (Mace y Sissenwine 1993, Myers et al. 1999, Clark 2002, Botsford y Parma 2005).

Puntos de referencia adecuados (dada la función ecológica de la especie):

En el caso de ciertos taxones con una función de importancia excepcional en el ecosistema, los puntos de referencia deberán basarse en consideraciones relativas al ecosistema (es decir, preservación de una biomasa suficiente que permita a la especie cumplir con su función ecológica), en lugar del MSY o de consideraciones de una sola especie. En el caso de las especies forrajeras (definidas en el [informe Lenfest Forage Fish Task Force](#), Recuadro 1.1), los puntos de referencia deberán basarse en las recomendaciones del Lenfest Forage Fish Task Force, como sigue: en las pesquerías con un nivel intermedio de información (que incluiría a la mayoría de las pesquerías de especies forrajeras bien administradas), debe haber al menos 40 % de biomasa virgen o sin pescar (B_0) que permanezca en el agua, y la mortalidad por pesca no debe superar el 50 % de F_{MSY} . Las pesquerías con un bajo nivel de información deben dejar al menos el 80 % de B_0 en el agua. Las pesquerías con alto nivel de información (que cuentan con alto nivel de información no solo sobre el stock capturado, sino sobre el ecosistema completo), podrán exceder estos puntos de referencia si lo justifican las conclusiones científicas, pero en ningún caso la mortalidad por pesca deberá exceder el 75 % de F_{MSY} ni la biomasa deberá caer por debajo del 30 % de B_0 .

Captura incidental:

En Seafood Watch se define la captura incidental como la mortalidad o el daño relacionados con las pesquerías, fuera de la captura conservada. Entre los ejemplos figuran los descartes, la captura de especies en peligro o amenazadas, la mortalidad precaptura y la pesca fantasma. Todos los descartes, incluidos los que se liberaron con vida, se consideran parte de la captura incidental, a menos que haya datos científicos válidos de un alto índice de supervivencia posterior a la liberación y que no haya pruebas documentadas de efectos negativos en la población.

Especies en peligro grave:

Categorización de la IUCN para clasificar especies en peligro. Un taxón se considera "en peligro crítico" (CE) cuando se enfrenta a un riesgo de extinción extremo en su hábitat natural en el futuro inmediato, según se define en cualquiera de los criterios pertinentes de la IUCN para "especies en peligro crítico" (Glosario de la FAO; IUCN).

Cantidad moderada de datos:

Las estimaciones fiables de cantidades relacionadas al MSY no están disponibles o no resultan de utilidad debido al historial de vida, a una débil relación stock-recluta, a la alta variabilidad del reclutamiento, etc. Existen estimaciones fiables del tamaño actual del stock, de las variables del historial de vida y de los parámetros de pesca. Las evaluaciones del stock incluyen cierto grado de caracterización de la incertidumbre (Restrepo y Powers 1998; Restrepo et al. 1998).

Insuficiencia de datos:

Se refiere a las pesquerías sobre las que no existen estimaciones de MSY, tamaño del stock, o ciertos rasgos del historial de vida. Podría haber datos de evaluación del stock mínimos o inexistentes, y las medidas de incertidumbre podrían ser solo cualitativas (Restrepo y Powers 1998; Restrepo et al. 1998).

Abundancia de datos:

Se refiere a las pesquerías con estimaciones fiables de cantidades relacionadas al MSY y al tamaño actual del stock. Las evaluaciones del stock son avanzadas y justifican la incertidumbre (Restrepo y Powers 1998; Restrepo et al. 1998).

En agotamiento:

Un stock con un nivel muy bajo de abundancia en comparación a los niveles históricos, con una reducción drástica de la biomasa de desove y de la capacidad reproductiva. Estos stocks requieren de estrategias de repoblación particularmente enérgicas. El tiempo de recuperación depende de las condiciones actuales, los niveles de protección y las condiciones ambientales. Podría también referirse a mamíferos marinos categorizados como "en agotamiento" en virtud de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos (Glosario de la FAO). Las clasificaciones "sobrepesca" o "en agotamiento" se basan en los análisis realizados por la agencia de administración o la FAO, aunque los analistas pueden utilizar su criterio para obviar la clasificación, sobre todo cuando es posible que la evaluación previa sea obsoleta (también incluye las clasificaciones de la IUCN "casi amenazada", "de preocupación especial" y "vulnerable"). La inclusión en esta clasificación con base en designaciones tales como "stock de preocupación" se determina según cada caso, dado que estos términos no se utilizan de manera sistemática entre las agencias de administración. Los stocks deben clasificarse "en agotamiento" si se cree que el stock está en un nivel de abundancia tal que la reproducción se ve alterada, o si es posible que esté por debajo de un punto de referencia límite adecuado. Los mamíferos marinos clasificados "en agotamiento" en virtud de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos entran en esta categoría, si aún no están clasificados como en peligro o amenazados. Incluye además las poblaciones que muy probablemente (>50 % de probabilidad) están por debajo del nivel en que el reclutamiento o la productividad se ven afectados. *Observación:* Las listas oficiales de la IUCN deben obviarse a favor de clasificaciones más recientes o específicas, de estar disponibles (*p. ej.*, las evaluaciones de stock de la NMFS que muestran poblaciones por encima de los niveles objetivo).

Función ecológica:

La función trófica natural del stock dentro del ecosistema en cuestión en una evaluación (MSC 2010).

Eficaz:

Las estrategias de administración o mitigación se definen como "eficaces" si: a) el objetivo de la administración es suficiente para preservar la estructura y función de los ecosistemas afectados a largo plazo; y, b) existen pruebas científicas de que se están alcanzando esos objetivos.

Mitigación o modificación eficaz del equipo:

Una estrategia que es "eficaz" según se definió anteriormente, ya sea en la pesquería bajo evaluación o según se demuestre por medio de un sistema muy similar (véase el Apéndice 3 y el Apéndice 4 para una lista parcial de las estrategias de mitigación eficaces; dicha lista continuará actualizándose).

En peligro/amenazada:

Los taxones en peligro de extinción y cuya supervivencia sea poco probable si los factores causales continúan produciéndose. Se incluyen taxones cuyos números se han reducido drásticamente hasta alcanzar niveles críticos o cuyos hábitats se hayan visto tan alterados que se consideran en peligro inmediato de extinción (Glosario de pesca de la FAO). Esta clasificación incluye a los taxones clasificados como "en peligro" o "en peligro crítico" por la IUCN, o "amenazados", "en peligro" o "en peligro crítico" por un órgano de gobierno internacional, nacional o estatal (*p. ej.*, el Comité sobre la situación de las especies en peligro en Canadá, [COSEWIC, por sus siglas en inglés], y la Ley de Especies en Riesgo [SARA, por sus siglas en inglés]), así como los taxones clasificados bajo el Apéndice 1 de CITES. Esta clasificación no incluye a las especies clasificadas por la IUCN como "vulnerables" o "casi amenazadas". Los mamíferos marinos clasificados como "estratégicos" en virtud de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos también se consideran en peligro o amenazados si se clasificaron debido a que "con base en los mejores conocimientos científicos disponibles, [el stock] está en declive y tiene probabilidades de clasificarse como especie amenazada en virtud de la Ley de Especies en Peligro de Extinción de 1973 (ESA, apartado 16 del Código de EE. UU. 1531 et seq.) dentro del futuro inmediato". Sin embargo, las poblaciones de mamíferos marinos clasificados como "estratégicos" debido a que "el nivel de mortalidad causada directamente por humanos excede el nivel de eliminación biológica potencial", o porque se clasificaron como "en agotamiento" en virtud de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos, se clasifican por el contrario como especies de preocupación.

Importancia excepcional para el ecosistema:

Una especie que desempeña una función clave en el ecosistema que podría verse interrumpida por niveles típicos de captura, incluidas: las especies clave (aquellas que han demostrado o se espera que tengan efectos a nivel comunitario desproporcionados a su biomasa), las especies fundacionales (especies que forman el hábitat, *como* los lechos de ostras), las especies basales de presa (incluido el krill y las especies pelágicas forrajeras pequeñas, como las anchoas y las sardinas), y los depredadores superiores, donde la eliminación de un pequeño número de individuos de la especie podría afectar seriamente el ecosistema. Las especies que no caigan en ninguna de estas categorías, pero que hayan demostrado tener una función ecológica importante obstaculizada por la captura (*p. ej.*, estudios que demuestren la presencia de cascadas tróficas o de cambios de fase en el ecosistema debido a la captura), también deberán considerarse especies de importancia excepcional para el ecosistema (Paine 1995; Foley et al. 2010).

Dispositivo para la agregación de peces (FAD, por sus siglas en inglés):

Cualquier tipo de objeto flotante colocado en el océano para atraer y formar un agregado de peces (de <http://www.nmfs.noaa.gov/pr/interactions/gear/fads.htm>). Los FAD pueden ser estáticos (estar anclados) o de flotación libre (sin amarre).

Biomasa fluctuante:

- Si un stock tiende a aumentar (con base en las evaluaciones más recientes) y acaba de exceder el punto de referencia meta (TRP), puede estar en la categoría **Preocupación mínima**. Si un stock no está aumentando, pero genuinamente fluctúa alrededor del TRP (lo excede en algunos años y en otros no lo llega a alcanzar, pero no hay un aumento evidente), puede estar en la categoría **Preocupación mínima**. Sin embargo, si una población fluctúa alrededor del punto de referencia límite (LRP), no puede estar en la categoría **Preocupación mínima**.
- Si un stock tiende a disminuir y actualmente se encuentra por debajo del TRP, la clasificación no puede ser mejor que **Preocupación menor**.
- Si un stock se encuentra por debajo del LRP, se considera de **Alta preocupación**.

Fluctuación de la mortalidad por pesca:

- Si F tiende a disminuir, o anteriormente superó el F_{MSY} (o un indicador adecuado), pero recientemente ha estado por debajo del F_{MSY} (en la evaluación más reciente), la mortalidad por pesca debe categorizarse como **Preocupación menor**.
- Si F fluctúa alrededor del F_{MSY} , o si F ha estado por debajo del F_{MSY} de manera sistemática y tan solo recientemente (en la última evaluación) ha aumentado por encima del F_{MSY} durante solo ese año (posiblemente debido a un error de administración o a una nueva evaluación del stock y el consecuente ajuste en los puntos de referencia o en las estimaciones), la mortalidad por pesca deberá categorizarse como **Preocupación moderada**.
- Si F tiende a aumentar y apenas acaba de superar el F_{MSY} , la mortalidad por pesca debe categorizarse como **Alta preocupación**, a menos que se cuente con un plan substancial para volver a reducir el F . Dicho plan tendría que diferir de manera substancial del reglamento de control de captura (HCR, por sus siglas en inglés) existente, pues queda claro que estos no mantuvieron F a un nivel suficientemente bajo.

Pesca fantasma:

Equipo abandonado, perdido, en ruinas o descartado que continúa capturando, atrapando o enredando a las especies marinas.

Estrategia de administración altamente adecuada:

Una estrategia de administración que es adecuada para el stock y para las reglas de control de captura tiene en cuenta los rasgos biológicos principales de la especie y la naturaleza de la actividad pesquera. Este tipo de estrategia de administración adopta un enfoque precautorio, al mismo tiempo que tiene en cuenta la incertidumbre y permite evaluar la condición del stock con respecto de los puntos de referencia, dado que se ha demostrado la solidez de estas medidas (modificado según MSC 2010). Por ejemplo, si el manejo se basa en la Captura total permisible, estos límites están establecidos por debajo del MSY o de los niveles científicos aconsejables, teniendo en cuenta la incertidumbre, y se reducen si $B < B_{MSY}$. Sin embargo, podrían aplicarse alternativas a la administración basadas en la TAC, por ejemplo estrategias basadas en el área (vedas), 3S (limitaciones por tamaño, sexo o temporada, del inglés "size", "sex" y "season"), u otros métodos adecuados (Apéndice 3).

Máximo histórico:

Se refiere a una biomasa casi virgen, o a la máxima biomasa registrada, si los cálculos aproximados de la biomasa preceden al inicio de la pesca intensiva. Si una pesquería ha estado históricamente en agotamiento y luego fue reconstituida, la biomasa reconstituida no se considera un "máximo histórico", aun cuando pudiera superar los niveles históricos.

Vulnerabilidad inherente:

Vulnerabilidad de un stock a la sobrepesca en base a los atributos del historial de vida inherente que afectan la productividad del stock y podrían interferir su capacidad para recuperarse de los efectos de la pesca. Todas las tortugas marinas, los mamíferos marinos y las aves marinas se consideran "altamente vulnerables". La vulnerabilidad de los invertebrados marinos se basa en el promedio de varios atributos de productividad inherente.

Uno de los primeros artículos científicos clave sobre este tema (Musick 1999) resume los resultados de un taller de la American Fisheries Society (AFS) sobre el tema y propone "parámetros de índice de productividad" bajos, medianos y altos (para las especies de peces marinos) con base en la información disponible sobre el historial de vida: la tasa intrínseca de incremento r , la función de crecimiento de von Bertalanffy k , la fecundidad, la edad al momento de madurez y la edad máxima. Notablemente, a pesar de que la tasa de incremento intrínseca de una especie se considera el indicador más útil, también resulta difícil calcularla de manera fiable y no suele estar disponible (Cheung et al. 2005). A fin de hacer posible una identificación más oportuna de las especies de peces vulnerables que necesite menos datos y sea menos costosa, Cheung et al. (2005) usaron una teoría lógica difusa para poder elaborar un índice de la vulnerabilidad intrínseca de los peces marinos con base en parámetros del historial de vida: longitud máxima, edad en la primera madurez, longevidad, parámetro K de crecimiento de von Bertalanffy, tasa de mortalidad natural, fecundidad, intensidad de la conducta espacial y distribución geográfica (variables introducidas). El índice también recurre a reglas heurísticas definidas por las funciones de lógica difusa para asignar las especies de peces a uno de los siguientes grupos: nivel de vulnerabilidad intrínseca muy alto, alto, moderado o bajo.

Dentro de este esquema, la vulnerabilidad intrínseca también se expresa por medio de un valor numérico entre 1 y 100, donde 100 es el nivel de mayor vulnerabilidad. Luego, este índice intrínseco de vulnerabilidad se aplicó a más de 1300 especies de peces marinos a fin de evaluar la vulnerabilidad intrínseca en la captura mundial de pesca (Cheung et al. 2007). FishBase, la base de datos mundial en línea de peces, utiliza el valor numérico de este índice como una "puntuación de vulnerabilidad" en el perfil de las especies de peces en las cuales se ha determinado (Froese y Pauly 2010). Anteriormente, Seafood Watch utilizaba la puntuación de vulnerabilidad para determinar la vulnerabilidad inherente de las especies de peces.

Gran parte del stock está protegido:

Al menos el 50 % del stock reproductor está protegido, por ejemplo, por medio de reglamentos sobre tamaño/sexo/temporada, o por la inclusión de más del 50 % del hábitat de la especie en reservas marinas. Futuras orientaciones mejorarán la integración de la ciencia de las reservas marinas a los criterios, con base en las investigaciones en curso.

Probabilidad:

Muy probable: posibilidad del 60 % o mayor, cuando hay datos cuantitativos disponibles; podría también determinarse conforme al criterio de expertos o a argumentos plausibles (modificado según MSC 2010 y con base en las orientaciones de MSC FAM, Principio 2).

Probable: Una posibilidad mayor al 50 %; puede basarse en una evaluación cuantitativa, en pruebas plausibles o en el criterio de expertos. Ejemplos de una incidencia "probable" para la mortalidad por pesca:

Podría haber algo de incertidumbre o desacuerdo entre los distintos modelos; la mortalidad por pesca podría superar el 75 % de un nivel sustentable o la captura ser mayor al 75 % de un nivel de captura sustentable (*p. ej.*, MSY) para stocks en B_{MSY} .

Especie principal:

Se incluye a la especie en la evaluación como la especie principal si:

- es un componente común de la pesca (como criterio guía, >5 % de la captura en la mayoría de los casos); o,
- ha sufrido sobrepesca, está en peligro, es una especie amenazada, es objeto de sobrepesca de preocupación por algún otro motivo, es pescada con regularidad y puede contribuir de manera importante al problema de conservación (es decir, representa un nivel de pesca más que negligible o esporádico) (como referencia, la mortalidad de la especie causada por esta pesquería es >5 % de un nivel sustentable); o,
- la pesquería es una de las causas principales de mortalidad para la especie, incluidas las especies de carnada si se conocen (como referencia, aprox. el 20 % o más de la mortalidad total).
- Si se desconocen las especies de carnada y no se ha identificado ninguna otra especie principal, entonces debe añadirse "pez de aleta desconocido" con un puntaje de abundancia de 3 y un puntaje de mortalidad por pesca de 3.

Administrado adecuadamente:

Para su administración se utilizan los mejores datos científicos disponibles con el fin de implementar políticas que disminuyan el riesgo de la sobrepesca o el daño al ecosistema, teniendo en cuenta la vulnerabilidad de la especie en conjunto con la incertidumbre científica y de administración.

Negligible:

La mortalidad es insignificante o inconsecuente relativa a un nivel sustentable de la mortalidad total por pesca (*p. ej.*, MSY o PBR); menor o igual al 5 % de un nivel sustentable de mortalidad por pesca.

Sin administrarse:

Una pesquería sin reglas ni normas para reglamentar el producto, los esfuerzos o métodos de pesca. La administración no tiene que aplicarse por medio de reglamentos gubernamentales ni agencias administrativas oficiales, sino que también puede incluir medidas voluntarias tomadas por la pesquería, siempre y cuando esta se ciña a las pautas generales.

Especie foránea:

Un organismo foráneo es aquel que se manifiesta fuera de su distribución natural pasada o presente y de su potencial de dispersión, incluidas todas las partes del organismo que podrían sobrevivir y llegar a reproducirse, cuya dispersión al área no endémica es el resultado directo de la actuación humana (*p. ej.*, introducida por medio del lastre de las embarcaciones o por el desplazamiento intencional de los organismos a una nueva zona, pero sin incluir los efectos antropógenos indirectos, como los cambios de fase causados por el cambio climático). Modificado según Falk-Petersen et al 2006.

Objeto de sobrepesca:

Una población se considera objeto de sobrepesca cuando se explota más allá del límite explícito en que la abundancia se considera muy baja para garantizar una reproducción segura. En muchas pesquerías, el

término "objeto de sobrepesca" se utiliza cuando la biomasa se estima por debajo de un punto de referencia biológica utilizado para expresar una "condición de sobrepesca". El stock podría seguir siendo objeto de sobrepesca (*es decir*, con una biomasa muy por debajo del límite acordado) durante algún tiempo, aun si la mortalidad por pesca podría haberse reducido o suprimido (glosario de la FAO). Las clasificaciones de "objeto de sobrepesca" o "en agotamiento" (incluidas las clasificaciones de la IUCN de "casi amenazado", "preocupación especial" o "vulnerable") se basan en un análisis de la agencia de administración o de la FAO, aunque el analista puede usar su criterio para obviar esta clasificación, sobre todo si la clasificación es obsoleta, siempre y cuando haya una justificación científica para hacerlo. La inclusión en la categoría de "objeto de sobrepesca" basada en designaciones como "stock de preocupación" se determina según el caso individual, dado que estos términos no se utilizan de manera sistemática entre las agencias de administración. Los stocks deben clasificarse en la categoría de "objeto de sobrepesca" si se cree que el stock está a un nivel de abundancia tan bajo que la reproducción sea deficiente, o tenga probabilidad de estar por debajo de un punto de referencia límite adecuado. Los mamíferos marinos clasificados como "en agotamiento" en virtud de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos también caen dentro de esta categoría, si no están clasificados como en peligro o amenazados. Las poblaciones que con gran probabilidad (de >50 %) están por debajo del nivel en el que el reclutamiento o la productividad son deficientes también se consideran "objeto de sobrepesca". *Observación:* Las listas oficiales de la IUCN deben obviarse a favor de clasificaciones más recientes o específicas, de estar disponibles (*p. ej.*, los análisis de población de la NMFS que muestran poblaciones por encima de los niveles objetivo).

Sobrepesca:

Término genérico utilizado para referirse a un nivel de esfuerzo por pesca o mortalidad por pesca tal que una reducción del esfuerzo, en un plazo intermedio, conduciría a un aumento de la captura total; o bien, una tasa o nivel de mortalidad por pesca que pone en peligro la capacidad de una pesquería de generar el rendimiento máximo sustentable de manera continua. En el caso de las especies longevas, el exceso de pesca (*esto es*, el uso de un esfuerzo excesivo) comienza mucho antes de que la población de peces sea objeto de sobrepesca. La sobrepesca, según se entiende en los criterios de Seafood Watch®, puede abarcar la sobrepesca biológica o el reclutamiento (aunque no necesariamente la sobrepesca económica o por crecimiento).

- ***Sobrepesca biológica:*** Pesca de una proporción tan alta de una o todas las clases etarias en una pesquería como para reducir el rendimiento y conducir la biomasa del stock y el potencial de desove a niveles de peligro. En un modelo de producción con excedente, la sobrepesca biológica se produce cuando los niveles de pesca son mayores que los requeridos para extraer el rendimiento máximo sustentable (MSY) de un recurso, y el reclutamiento comienza a disminuir.
- ***Sobrepesca por reclutamiento:*** Cuando la tasa de pesca es (o ha sido) lo suficientemente alta como para reducir de manera importante el reclutamiento anual del stock explotable. Esta situación se caracteriza por un stock reproductor marcadamente reducido, una proporción en descenso de peces más maduros en la captura y un reclutamiento general bajo año tras año. Si se extiende, la sobrepesca por reclutamiento puede conducir al colapso del stock, en particular en condiciones ambientales desfavorables.
- ***Sobrepesca por crecimiento:*** Se produce cuando se capturan demasiados peces pequeños muy pronto por el esfuerzo de pesca excesivo y por la selectividad deficiente (*p. ej.*, tamaños de mallas de red excesivamente pequeñas), y los peces no tienen suficiente tiempo para crecer hasta un tamaño en que se obtendría el máximo rendimiento por recluta del stock. La reducción

de la mortalidad por pesca entre los especímenes juveniles, o su protección directa, conduciría a un incremento en el rendimiento de la pesquería. La sobrepesca por crecimiento se produce cuando la tasa de mortalidad por pesca está por encima del $F_{\text{máx}}$ (en un modelo de rendimiento por recluta). Esto significa que se capturan unidades de peces antes de que tengan la oportunidad de alcanzar su rendimiento máximo potencial. Por sí sola, la sobrepesca por crecimiento no afecta la capacidad de una población de peces para repoblarse.

- *Sobrepesca económica*: Se produce cuando la pesquería no genera beneficio económico, en gran parte debido a que la pesquería establece un nivel excesivo de esfuerzo pesquero. Esta condición no siempre implica una sobrepesca biológica.

(Glosario de la FAO; NOAA 1997)

Enfoque precautorio:

El enfoque precautorio conlleva la aplicación de una previsión prudente. Teniendo en cuenta las incertidumbres en los sistemas de pesquerías y considerando la necesidad de tomar medidas con información incompleta, el enfoque precautorio requiere, entre otras cosas: (i) consideración de las necesidades de las generaciones futuras y prevención de los cambios sin potencial de ser reversibles; (ii) identificación previa de los resultados indeseados y las medidas para evitarlos o corregirlos de inmediato; (iii) implementación inminente de las medidas correctivas necesarias expuestas en un cronograma adecuado a la biología de la especie; (iv) conservación de la capacidad productiva del recurso, cuando el impacto probable del uso del recurso sea incierto; (v) mantenimiento de las capacidades de captura y procesamiento acorde con los niveles sustentables aproximados del recurso y la contención de estas capacidades cuando la productividad del recurso es sumamente incierta; (vi) cumplimiento de la administración autorizada y prácticas de revisión periódica de todas las actividades pesqueras; (vii) creación de marcos jurídicos e institucionales para la administración de la pesquería dentro de los cuales se incorporen planes para abordar los puntos anteriores en cada pesquería, y (viii) asignación correcta del peso de la prueba mediante el cumplimiento de los requisitos anteriores (modificado según FAO 1996).

Se mantiene/no se altera la productividad:

La actividad pesquera no impacta el stock –ni por reducción de la abundancia, ni por cambios en el tamaño, sexo o distribución etaria, ni por la reducción de la capacidad reproductiva en edad– hasta el punto de reducir el crecimiento o la reproducción de la población a largo plazo (múltiples generaciones).

Análisis de productividad-susceptibilidad (PSA, por sus siglas en inglés):

El análisis de productividad-susceptibilidad se desarrolló en un principio para evaluar la sostenibilidad de los niveles de captura incidental en la pesquería Northern Prawn de Australia (Patrick et al. 2009); desde entonces, se ha aplicado de manera extendida para evaluar la vulnerabilidad a la mortalidad por pesca en una serie de pesquerías en todo el mundo. El análisis de productividad-susceptibilidad se utiliza en NOAA y en la Organización de Investigación Científica e Industrial de la Comunidad de Naciones de Australia (CSIRO, por sus siglas en inglés) para informar sobre las prácticas de administración de pesquerías. Este constituye además la base del modelo basado en riesgos que se utiliza para evaluar a las pesquerías con déficit de datos tanto de peces como de invertebrados en virtud de la Metodología de Evaluación del Consejo para la Gestión Pesquera Sostenible (MSC FAM, por sus siglas en inglés). El uso del PSA permite evaluar el riesgo de sobrepesca para cualquier especie con base en atributos predeterminados, incluso en las situaciones con gran déficit de datos.

Los conjuntos exactos de atributos de productividad y susceptibilidad varían entre las metodologías del PSA, y pueden emplearse distintos atributos de ponderación con base en la importancia contextual relativa. Además, los umbrales de puntuación pueden variar en función del contexto en que se emplee el PSA. En la metodología de EE. UU., la productividad se define como la capacidad de un stock para recuperarse después del agotamiento, lo cual es en gran medida una función de las características del historial de vida de la especie. En general, los atributos de productividad son similares a los parámetros del historial de vida utilizados para el índice de vulnerabilidad intrínseca mencionado más arriba.

Aunque el análisis PSA es un método de amplia aceptación para evaluar el riesgo de sobreexplotación de una especie de pesca, a efectos de las evaluaciones de Seafood Watch resulta útil separar los atributos de productividad —que son intrínsecos de la especie y no son dependientes ni influenciados por las prácticas de pesquería— de los atributos de susceptibilidad. Las pesquerías podrían influir en la susceptibilidad de los stocks afectados por medio del equipo elegido, la especie de carnada, el diseño del anzuelo, el tamaño de la malla de la red, las regulaciones de veda por área y temporadas, entre otras medidas de administración. Además, cuando se cuente con información detallada sobre la mortalidad por pesca (*p. ej.*, aproximados de F o tasas de captura), este tipo de información podría ofrecer un panorama más completo del impacto de la pesquería que los atributos de susceptibilidad están diseñados para predecir.

Cronograma razonable (para la repoblación):

Depende del perfil biológico de la especie y del grado de agotamiento, pero en general es dentro de los diez años, excepto en casos en que el stock no haya podido repoblarse en diez años, incluso ante la ausencia de actividades pesqueras. En tales casos, un tiempo razonable caería entre el número de años que le tomaría al stock para repoblarse sin actividad pesquera, más una generación, según se describe en Restrepo et al. (1998).

Evaluación reciente del stock:

Por regla general, las evaluaciones o actualizaciones del stock realizadas durante los últimos cinco años se consideran recientes. Si una evaluación que muestra que la biomasa se encuentra por encima de los puntos de referencia objetivo tiene >5 años, pero <10 años, deberá calificarse de preocupación menor en la mayoría de los casos; *p. ej.*, si la población se ha mantenido estable y estuvo muy por encima del TRP en la última evaluación, y no es una especie de gran fluctuación en la abundancia, y la pesquería no ha cambiado de manera drástica en años recientes, podría justificarse la categoría de preocupación menor. Si la evaluación del stock es obsoleta —por regla general >10 años— la condición del stock deberá considerarse desconocida y calificarse conforme a eso. Podría considerarse desconocida incluso cuando la evaluación tiene menos de 10 años cuando el stock haya estado anteriormente muy cerca de los puntos de referencia o sea muy dinámico. Si la evaluación más reciente del stock no fue aceptada por el órgano científico pertinente, el stock debe considerarse desconocido.

El reclutamiento se ve alterado:

Las actividades pesqueras afectan el stock —ya sea por reducción de la abundancia, cambios en el tamaño, sexo o distribución etaria, o por reducción de la capacidad reproductiva por edad— hasta un grado tal que se reduce el crecimiento o la reproducción de la población a largo plazo (múltiples generaciones); o bien, el stock está por debajo de un punto de referencia límite adecuado, de existir uno definido.

Controles regulares:

Se realizan sondeos del stock independientes de la pesquería, u otras evaluaciones fiables de abundancia, al menos cada tres años.

Requisitos legales pertinentes:

Incluyen leyes estatales, nacionales e internacionales relativas a la pesquería.

Datos fiables:

Datos producidos o corroborados por una entidad externa independiente. Los datos fiables pueden incluir informes del gobierno, estudios científicos revisados por pares, informes de auditorías, etc. Los datos no se consideran fiables si existe controversia científica significativa sobre los datos, o si los datos son muy antiguos o no tienen probabilidades de representar las condiciones actuales (*p. ej.*, los datos de sondeos tienen ya muchos años y la mortalidad por pesca ha aumentado desde el último sondeo).

Especie de preocupación:

Una especie en torno a la cual la administración tenga inquietudes sobre la condición y las amenazas a las que está expuesta, pero sobre la cual no hay suficiente información disponible para indicar la necesidad de categorizarla como especie en peligro. En EE. UU., esto podría incluir a especies para las que el NMFS haya determinado, tras una revisión de condición biológica, que la categorización de ESA "no se justifica", conforme al apartado 4(b)(3)(B)(i) de ESA, pero sobre la cual sigan habiendo preocupaciones o incertidumbres sobre su condición o las amenazas a las que se enfrenta. Las especies pueden clasificarse como "especie de preocupación" o "especie candidata" (<http://www.nmfs.noaa.gov/pr/glossary.htm#s>). Además, los stocks de mamíferos marinos categorizados como "estratégicos" en virtud de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos se clasifican como especies de preocupación. Los términos "especie de preocupación" o "stock de preocupación" se utilizan de forma similar en otros órganos administrativos federales y estatales.

Participación de las partes interesadas:

Una parte interesada se refiere a un individuo, grupo u organización que tenga interés en, o se vea afectado por, la administración de una pesquería (modificado según MSC 2010). La participación de las partes interesadas podría incluir: participación en todos los aspectos clave del manejo de las pesquerías, desde el análisis del stock y el establecimiento de prioridades de investigación hasta la aplicación de las normas y la toma de decisiones. Además, las partes interesadas podrían tomar las riendas de las decisiones y asumir una mayor responsabilidad por el bienestar de las pesquerías individuales (Smith et al 1999). Una participación eficaz de las partes interesadas requiere que el sistema de administración cuente con procesos consultivos abiertos a las partes interesadas y afectadas, y que los roles y las responsabilidades de las partes interesadas sean claras y que estas las comprendan a cabalidad (modificado según MSC 2010).

Stock:

Población autosuficiente que no tiene un vínculo fuerte con otras poblaciones por cruce de especies, inmigración o emigración. Una pesquería única puede capturar múltiples stocks de múltiples especies. Los stocks pueden ser de especies objetivo o no, pueden conservarse o descartarse, o ser una combinación de ambas cosas (*p. ej.*, se descarta a los especímenes juveniles pero se conservan los adultos).

En términos ideales, la unidad administrativa "stock" debe corresponderse con la unidad biológica. Sin embargo, a menudo la unidad administrativa "stock" de las pesquerías podría no ser la misma que la unidad biológica. Si múltiples stocks biológicos se administran como uno solo, y no se cuenta con suficiente información para evaluar la condición de cada stock biológico, se evalúa la unidad administrativa. Esta situación le resta puntuación de "calidad de información" a la pesquería, pues resulta imposible evaluar la salud de los stocks de forma individual. Si la administración se produce a una escala de mayor resolución que los stocks biológicos, de modo que la administración múltiple de unidades de stocks componen una población híbrida, deberán evaluarse la salud y abundancia del stock biológico como un todo, con base en la información conjunta de las distintas unidades administrativas. La eficacia de la administración podrá valorarse a la escala de mayor resolución para la cual existan diferencias significativas y verificables en las prácticas administrativas.

Contribuyente substancial:

Una pesquería es contribuyente substancial de la carga de efectos que impactan a una población, ecosistema o hábitat si la pesquería contribuye de manera importante, o es una entre múltiples contribuyentes de igual magnitud, a la mortalidad acumulativa debido a la pesca. Ejemplos de una pesquería que **no** contribuye de manera substancial incluyen: (a) la captura de la especie supone un componente poco común o menor de la captura en esta pesquería **y** la pesquería no contribuye de manera importante a la mortalidad acumulativa, relativo a otras pesquerías, en particular porque la pesquería funciona o se administra de forma tal que el impacto se reduce. Sin embargo, si se ha determinado un riesgo para ese stock en la pesquería evaluada, deberá considerarse que esta es contribuyente substancial independientemente de la presente definición. Esto se aplica a las especies evaluadas en virtud del Criterio 2 exclusivamente.

Proporción significativa del hábitat:

Se refiere a una condición en que al menos el 20 % de cada hábitat representativo (donde los hábitats representativos pueden delinearse por substrato, batimetría o conjunto de comunidades), tanto dentro de la distribución del stock(s) objetivo como de los límites reglamentarios de la pesquería evaluada (*es decir*, dentro de la EEZ nacional para la pesquería evaluada), está completamente protegido del tipo de equipos de pesca que afectan al hábitat en esa pesquería.

Susceptibilidad:

La capacidad de un stock de verse afectada por la pesquería evaluada, en función de factores como la probabilidad del stock de ser capturado por el equipo de pesca. El puntaje de susceptibilidad se basa en los cuadros del esquema de Análisis de Productividad-Susceptibilidad de MSC (véase el Criterio 1.1). Entre los ejemplos de poca susceptibilidad se incluyen: poca superposición de la distribución geográfica o de profundidad de la especie y la ubicación de la pesquería; el hábitat preferido de la especie no es área objetivo de la pesquería; la especie en su forma adulta es más pequeña que el tamaño de la malla de la red, la carnada utilizada no le atrae, o por algún motivo no es seleccionada por el equipo de pesca; o, existen fuertes medidas de protección del espacio o de otro tipo implementadas específicamente para evitar la captura de la especie.

Nivel sustentable (de la mortalidad por pesca):

Un nivel de mortalidad por pesca que no reduzca el stock por debajo del punto donde se altere el reclutamiento, *es decir*, por encima de los puntos de referencia F, donde estén definidos. Los puntos de referencia límite F deben estar alrededor de F_{MSY} o $F_{35-40\%}$ en el caso de los stocks de productividad moderada; los stocks de productividad baja, como los rocotes y tiburones, requieren que F oscile entre

$F_{50-60\%}$ o menos. Los valores de F más altos requieren de una justificación científica contundente. Los puntos de referencia F constituyen puntos de referencia límite, por lo que debe dejarse un margen de error para asegurar que la mortalidad por pesca no excede estos niveles. En casos en que se desconozca el valor de F pero se cuente con un valor aproximado de MSY , la mortalidad por pesca de al menos 25 % por debajo del MSY se considera un nivel sustentable (para las pesquerías de B_{MSY} o superiores).

Evaluación/datos actualizados del stock:

Aunque no se requieren evaluaciones de todo el stock cada 1-5 años, se debe hacer un seguimiento periódico de los stocks al menos cada 1-5 años, y las evaluaciones de los stocks deberán basarse en datos que no tengan más de cinco años. Los datos pueden provenir de la industria, pero el análisis debe ser independiente.

Área muy limitada:

La pesca (con equipo nocivo, al evaluarse el Criterio D) está limitada a no más del 50 % de cada hábitat representativo (donde los hábitats representativos pueden delinearse por substrato, batimetría o conjuntos de comunidades) tanto dentro de la distribución del stock(s) como de los límites reglamentarios de la pesquería evaluada (*p. ej.*, la EEZ nacional de la pesquería evaluada).

Niveles muy bajos de explotación (*p. ej.*, actividad pesquera experimental):

La pesquería está infraexplotada o se desarrolla de manera experimental con el fin de recabar datos o medir la viabilidad, de modo que las tasas de explotación están muy por debajo del rendimiento sustentable (*es decir*, 20 % o menos del producto sustentable). Por otro lado, si no hay información disponible, los niveles de explotación podrían considerarse muy bajos si una pesquería cae en la categoría "baja" en todas las preguntas relativas a la "susceptibilidad" bajo el Análisis de productividad-susceptibilidad (véase el Apéndice 2 para más detalles sobre cómo puntuar la susceptibilidad).

References

- Alverson, D.L. Freeberg, M.H., Pope, J.G., Murawski, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards.
FAO Fisheries Technical Paper. No. 339. Rome, FA. 233p
- Araki, H, and C. Schmid. 2010. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture* 308: S2-S11
- Auster, P.J. 2001. Defining thresholds for precautionary habitat management actions in a fisheries context. *North American Journal of Fisheries Management* 21:1-9.
- Australian Department of Agriculture, Fisheries and Forestry 2007. Commonwealth Fisheries Harvest Strategy: Policy and Guidelines. December 2007. Available at:
http://www.daff.gov.au/_media/documents/fisheries/domestic/HSP-and-Guidelines.pdf
- Babcock, E., E. Pikitch, and C. Hudson. 2003. "How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch?" Oceana, Washington D.C.
- Botsford, L. W., and A. M. Parma. 2005. Uncertainty in Marine Management. Pages 375-392 in E. A. Norse and L. B. Crowder, editors. *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington, DC.
- Caddy, J. F. 2004. Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 61:1307-1324.
- Chaffee C., S. Daume S, L. Botsford, D. Armstrong, and S. Hanna. 2010. Oregon Dungeness Crab Fishery Final Report with Certification Decision. Ver. 4, 27 October 2010. Available at:
http://www.msc.org/track-a-fishery/certified/pacific/oregon-dungeness-crab/assessment-downloads-1/ODC_V4_Final-Report_27Oct2010.pdf
- Cheung, W. W. L., T. J. Pitcher, and D. Pauly. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation* 124:97-111.
- Cheung, W. W. L., R. Watson, T. Morato, T. J. Pitcher, and D. Pauly. 2007. Intrinsic vulnerability in the global fish catch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 333:1-12.
- Chuenpagdee, R., L. E. Morgan, et al. (2003). "Shifting gears: Assessing collateral impacts of fishing methods in US waters." *Frontiers in Ecology and Environment* 1(10): 517-524.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 734-750.
- Clark W. G. 2002. $F_{35\%}$ revisited ten years later. *North American Journal of Fisheries Management* 22:251-257.

DFO. 2009. A fishery decision-making framework incorporating the Precautionary Approach. Fisheries and Oceans Canada. Available at: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/peches-fisheries/fish-ren-peche/sff-cpd/precaution-eng.htm>

Dulvy, K., Y. Sadovy, and J. D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4:25-64.

FAO. 1996. Precautionary Approach to Capture Fisheries and Species Introductions. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 2: 54 p.

FAO Fisheries Glossary. Accessed December 8, 2010. Available at: <http://www.fao.org/fi/glossary/>

Falk-Petersen, J., T. Bøhn & O. T. Sandlund. 2006. On the numerous concepts in invasion biology. *Biological Invasions* 8:1409–1424.

Field, J., Cope, J. & Key, M. 2010. A descriptive example of applying vulnerability evaluation criteria to California nearshore finfish species. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions*, 1, 235–246.

Finnegan, S., S. C. Wang, A. G. Boyer, M. E. Clapham, Z. V. Finkel, M. A. Kosnik, M. Kowalewski, R. A. J. Krause, S. K. Lyons, C. R. McClain, D. McShea, P. M. Novack-Gottshall, R. Lockwood, J. Payne, F. Smith, P. A. Spaeth, and J. A. Stempien. 2009. No general relationship between body size and extinction risk in the fossil record of marine invertebrates and phytoplankton. *in* GSA Annual Meeting, Portland, OR.

Foley, M.M., Halpern, B.S., Micheli, F. et al. 2010. Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy* 34: 955-966.

Froese, R., T.A. Branch, A. Proelß, M. Quaas, K. Sainsbury, and C. Zimmermann. 2010. Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries*: doi:10.1111/j.1467-2979.2010.00387.x

Froese, R., and D. Pauly. 2010. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.

Fuller, S.D., C Picco, et al. 2008. How we fish matters: Addressing the ecological impacts of Canadian fishing gear. Ecology Action Centre, Living Oceans Society, and Marine Conservation Biology Institute. 25pp.

Goodman, D., M. Mangel, G. Parkes, T. Quinn, V. Restrepo, T. Smith and K. Stokes. 2002. Scientific Review of The Harvest Strategy Currently Used in The BSAI and GOA Groundfish Fishery Management Plans, North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, AK. 153 p. Available at: http://www.fakr.noaa.gov/npfmc/misc_pub/f40review1102.pdf

Hall, M. 1998. An ecological view of the tuna-dolphin problem: Impacts and tradeoffs. *Reviews of fish biology and fisheries* (8):1-34

Hobday, A., M. J. Tegner, and P. L. Haaker. 2001. Over-exploitation of a broadcast spawning marine invertebrate: Decline of the white abalone. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10:493-514.

- Johannes, R. E. 1998. The case for data-less marine resource management: Examples from tropical nearshore fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 243–246.
- Jones, J.B. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 26: 59-67
- Kaiser, M.J., J. S. Collie, S. J. Hall, S. Jennings, I. R. Poiner. 2001. Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland. <ftp://ftp.fao.org/fi/document/reykjavik/pdf/12kaiser.PDF>
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 470. Rome, FAO. 131p.
- Kostow, K. 2009. Factors that contribute to the ecological risks of salmon and steelhead hatchery programs and some mitigating strategies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19:1, 9-31.
- Lindeboom, H. J., and Groot, S. J. de (eds) 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ-Rapport 1998-1, RIVO-DLO Report C003/98: 404 pp.
- Lindholm, J. B., P. J. Auster, M. Ruth, and L. S. Kaufman. 2001. Modeling the effects of fishing, and implications for the design of marine protected areas: juvenile fish responses to variations in seafloor habitat. *Conservation Biology* 15:424–437.
- Mace, P.M. and M.P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough? pp 101–118 in S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Reverte (eds.) *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 120. National Research Council of Canada.
- Marine Stewardship Council (MSC). 2014. MSC Fisheries Certification Requirements and Guidance, version 2.0. Marine Stewardship Council, London, UK. 120 p. Available at: <https://www.msc.org/documents/scheme-documents/fisheries-certification-scheme-documents/fisheries-certification-requirements-version-2.0>.
- Marine Stewardship Council (MSC). 2010. Fisheries Assessment Methodology and Guidance to Certification Bodies, version 2.1, including Default Assessment Tree and Risk-Based Framework. Marine Stewardship Council, London, UK. 120 p. Available at: http://www.msc.org/documents/scheme-documents/methodologies/Fisheries_Assessment_Methodology.pdf
- McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: Combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 28:495-516.
- MSC. 2009. Marine Stewardship Council Fisheries Assessment Methodology and Guidance to Certification Bodies Including Default Assessment Tree and Risk-Based Framework
- Myers R. A., Bowen K. G., and Barrowman N. J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:2404-2419.
- Musick, J. A. 1999. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *Fisheries* 24:6-14.

New Zealand Ministry of Fisheries. 2008. Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries. 25 p. Available at: <http://fs.fish.govt.nz/Doc/16543/harveststrategyfinal.pdf.ashx>

National Marine Fisheries Service (NMFS). 2013. U.S. National Bycatch Report First Edition Update 1 [L. R. Benaka, C. Rilling, E. E. Seney, and H. Winarsoo, Editors]. U.S. Dep. Commer., 57 p. Available at: <https://www.st.nmfs.noaa.gov/observer-home/first-edition-update-1>

NOAA. 1997. NOAA Fisheries Strategic Plan. 48p. Available at: <http://www.nmfs.noaa.gov/om2/nmfsplan.pdf>

O'Malley, S. L. 2010. Predicting vulnerability of fishes. Masters Thesis. University of Toronto, Toronto.

Paine, R.T. 1995. "A Conversation on Refining the Concept of Keystone Species". *Conservation Biology* 9 (4): 962–964.

Patrick, W. S., P. Spencer, O. Ormseth, J. Cope, J. Field, D. Kobayashi, T. Gedamke, E. Cortés, K. Bigelow, W. Overholtz, J. Link, and P. Lawson. 2009. Use of productivity and susceptibility indices to determine stock vulnerability, with example applications to six U.S. fisheries. U.S. Department of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-101, Seattle, WA.

Pinsky, M.L., Jensen, O.P., Ricard, D., Paulumbi, S.R. 2011. Unexpected patterns of fisheries collapse in the world's oceans. *PNAS*: 108 (20) 8317-8322

Pikitch, E., P.D. Boersma, I.L. Boyd, D.O. Conover, P. Cury, T. Essington, S.S. Heppell, E.D. Houde, M. Mangel, D. Pauly, É. Plagányi, K. Sainsbury, R.S. and Steneck. 2012. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Lenfest Ocean Program. Washington, DC. 108 pp.

Restrepo, V.R. and J. E. Powers. 1998. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. *ICES Journal of Marine Science* 56: 846–852.

Restrepo, V.R., G.G. Thompson, P.M. Mace, W.L. Gabriel, L.L. Low, A.D. MacCall, R.D. Methot, J.E. Powers, B.L. Taylor, P.R. Wade and J.F. Witzig. 1998. Technical Guidance on the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-137. 54pps.

Roughgarden, J. and F. Smith. 1996. Why fisheries collapse and what to do about it. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, (USA), 93:5078-5083

Apéndices

Apéndice 1 – Pautas adicionales para interpretar la salud de los stocks y la mortalidad por pesca

La increíble variabilidad entre las pesquerías hace que sea imposible definir puntos de referencia adecuados que pudieran aplicarse a todas las pesquerías evaluadas. En cambio, los criterios se basan en el objetivo de administración de común aceptación de que la biomasa objetivo debe alcanzar o superar el punto donde el rendimiento se maximiza, y la administración debe asegurar una alta probabilidad de que la biomasa alcance o supere un punto de referencia límite (donde el reclutamiento o la productividad del stock se alteraría). Tres tipos comunes de puntos de referencia están *basados en el MSY*, el *SPR* y *son puntos de referencia ICES*. Sin embargo, podrían utilizarse otros puntos de referencia en algunas pesquerías, y deben evaluarse conforme al objetivo de administración articulado más arriba.

Puntos de referencia basados en el MSY

Aunque el concepto de MSY está lejos de ser perfecto, los puntos de referencia de la biomasa y de la mortalidad por pesca basados en el MSY se utilizan de forma extendida en algunas de las pesquerías mejor administradas del mundo. Cuando se aplican correctamente, estos puntos de referencia son una herramienta importante para mantener la productividad del stock a largo plazo. Sin embargo, sin dar debida cuenta de la incertidumbre científica y de administración, mantener un stock en el B_{MSY} (la biomasa correspondiente al MSY) y capturar al MSY conlleva un alto riesgo, ya sea de sobrepasar el MSY sin darse cuenta o de permitir que la biomasa caiga por debajo del B_{MSY} sin reducir las tasas de captura, y así sobrecapturar el producto de manera inadvertida (Roughgarden y Smith 1996; Froese et al. 2010). El riesgo del impacto de la sobrecaptura inadvertida incrementa con una mayor incertidumbre y con una mayor vulnerabilidad inherente del stock objetivo. A fin de poder dar cuenta de estas interacciones, las pautas proporcionadas para evaluar la salud del stock y la mortalidad por pesca se basan en los puntos de referencia del MSY, pero requieren de una mayor certeza científica de que la biomasa está por encima de los niveles meta y la mortalidad por pesca está por debajo del MSY.

Los indicadores sustitutivos del B_{MSY} son aceptables si demuestran ser prudentes en cuanto al B_{MSY} para ese stock, o si se amoldan a las normas de un nivel objetivo adecuado*. En casos en que el B_{MSY} o los puntos de referencia sustitutivos se desconozcan o no puedan aplicarse, pueden interpretarse los criterios de la salud del stock o de la población por medio de indicadores relevantes que resulten adecuados para fijar objetivos y límites seguros para la abundancia de la especie (*p. ej.*, se puede evaluar el escape relativo a los objetivos de escape, en lugar de evaluar la biomasa relativa a los puntos de referencia límite).

Puntos de referencia basados en la SPR

Ante la ausencia de evaluaciones del stock y de puntos de referencia basados en el MSY, se puede evaluar la salud del stock con base en la CPUE, en tendencias de la abundancia y la estructura de tamaños o en puntos de referencia sencillos y fáciles de calcular, como la Fracción de la producción de huevos durante el ciclo biológico (FLEP) (equivalente a la Tasa potencial de desove, SPR). También pueden usarse otras técnicas de evaluación alternativas o con insuficiencia de datos, en lugar de los puntos de referencia, que brinden pruebas de que los stocks son saludables (*es decir*, que la productividad y el reclutamiento no estén alterados). Se pueden añadir pautas de manera continua, aunque debe demostrarse que estas constituyen indicadores fidedignos de la salud del stock. Las pautas para evaluar la salud de la reserva y la mortalidad por pesca en los stocks con déficit de datos se basan

en O'Farrell y Bostford (2005) y en Honey et al. (2010), pero pueden abordarse conforme al caso individual con el objetivo de garantizar que las pesquerías con déficit de datos se ciñan a la misma norma de probabilidad que las pesquerías con abundancia de datos cuando los stocks se encuentran por encima de un nivel que alteraría el reclutamiento y donde la mortalidad por pesca llegue o esté por debajo de un nivel de captura sustentable.

- Ejemplos de pruebas de que un stock se encuentra por encima del punto de alteración del stock, es decir, puntos de referencia límite adecuados, incluyen:
 - la producción de huevos durante el ciclo biológico actual (LEP) o la tasa potencial de desove (SPR) están por encima de la SPR aceptable o de un punto de referencia relacionado con la Fracción de la producción de huevos durante el ciclo biológico (FLEP);
 - el potencial de desove está bien protegido (*p. ej.*, las hembras no están sujetas a la mortalidad, y puede demostrarse o inferirse que la fertilización no es reducida);
 - los análisis cuantitativos realizados por científicos en pesquería conforme a pautas transparentes indican un stock suficiente.
- Se requieren datos científicos cuantitativos contundentes de la pesquería objeto de evaluación para poder considerar que un stock es de "preocupación mínima". Cuando hay datos limitados de la pesquería, pueden utilizarse analogías con sistemas similares, juicios cualitativos de expertos o argumentos plausibles para considerar que el stock es de "preocupación menor".
- El uso del CPUE requiere la ausencia de hiperestabilidad, que el CPUE sea proporcional a la abundancia (o que se ajuste), y que no haya habido cambios importantes en la tecnología.
- Puede hacerse un cálculo aproximado de la LEP a partir de los datos de frecuencia de longitud provenientes tanto de poblaciones actuales como de poblaciones sin pesca (o de reservas marinas), y no se requieren datos de captura por edad. Los puntos de referencia basados en la FLEP deben considerarse puntos de referencia límites.

En el caso de las clasificaciones de "preocupación mínima", no debe haber muestras de que la productividad se haya visto reducida debido a cambios inducidos por la pesquería que afecten las estructuras de tamaño o edad, el tamaño o la edad de madurez, la distribución por sexo, etc. Los puntos de referencia basados en la SPR y el MSY deben dar cuenta de estos cambios, pues se basan en la productividad del stock en lugar de en la mera abundancia. Si la métrica tiene en cuenta solo la abundancia, o si hay pruebas de que la productividad se ha reducido por cambios en la edad, el tamaño o la distribución por sexo, el stock no puede estar en una categoría superior a "preocupación menor". Además, para la categoría de "preocupación mínima", las evaluaciones o actualizaciones de los stocks no deben tener más de cinco años; tienen que haber sido aprobadas por medio de un proceso independiente de revisión científica por pares; y deben incluir datos de abundancia verificados dependientes e independientes de la pesquería y datos exactos del historial de vida. La información de la biomasa debe calcularse con un bajo grado de incertidumbre. En casos en que estas calificaciones no se apliquen, el analista deberá justificar debidamente su razonamiento.

Puntos de referencia de ICES

Los puntos de referencia de ICES Fpa, Flim, Bpa y Blim no son equivalentes a los puntos de referencia basados en el MSY. De hecho, las comparaciones han demostrado que el Fpa suele estar por encima del F_{MSY} y el Bpa por debajo del B_{MSY} , de modo que los puntos de referencia basados en el MSY suelen ser más conservadores (ICES 2010). En muchos casos, el Bpa está muy por debajo del B_{MSY} e incluso por

debajo del $1/2B_{MSY}$ (Kell et al. 2005). Por lo tanto, las pautas para valorar la salud del stock por medio del B_{pa} y la mortalidad por pesca con el F_{pa} son conservadores, teniendo en cuenta la diferencia entre estos puntos de referencia y los puntos de referencia basados en el MSY. Para el 2015, ICES propone una transición hacia un enfoque basado en el MSY (ICES 2010). Si $B > B_{pa}$ o $F < F_{pa}$, la población de peces debe calificarse de preocupación moderada, a menos existan buenos fundamentos para justificar una "preocupación menor" (*es decir*, se ha demostrado que los puntos de referencia son conservadores o que la biomasa está muy por encima de los puntos de referencia.).

Indicadores sustitutivos

En muchas pesquerías, el F_{MSY} y el B_{MSY} se desconocen, y suelen usarse indicadores sustitutivos. Lo más común es que los indicadores sustitutivos de la biomasa se basen en el porcentaje de biomasa sin pesca o virgen (B_0). Los indicadores sustitutivos de la mortalidad por pesca se basan en la tasa de potencial de desove (SPR).

Los puntos de referencia de la biomasa comúnmente aceptados y utilizados suelen ser del 35-40 % de B_0 para la mayoría de los stocks (Clark 1991; NZ Ministry of Fisheries 2008). Esta meta podría variar en función de la productividad de la población; sin embargo, las justificaciones para niveles meta menores suelen basarse en supuestos sobre el parámetro de "steepness"⁶ que podrían ser sumamente inciertos o no comprenderse bien. Ya se reconoce que las metas de los stocks menores que un porcentaje aproximado de 30-40 % de B_0 son cada vez más difíciles de justificar (NZ Ministry of Fisheries 2008). Para que estas metas puedan considerarse puntos de referencia adecuados, se requiere una justificación científica contundente. Además, las poblaciones de peces reducidas a este nivel meta o por debajo (el equivalente de extraer el 60-70 % de la biomasa de la población) tendría pocas probabilidades de lograr el objetivo de la administración basada en ecosistemas de permitir que un stock cumpla con su función ecológica, y debe calificarse en consecuencia a esto según la administración basada en ecosistemas.

Por otro lado, cuando no se puede calcular un aproximado de la biomasa sin pescar, los puntos de referencia sustitutivos de la biomasa podrían basarse en la biomasa en equilibrio lograda por medio de los puntos de referencia de la mortalidad por pesca, según se describe a continuación.

Una cantidad importante de la literatura científica aborda los puntos de referencia de la mortalidad por pesca adecuados con base en la biomasa reproductora por recluta (SPR). En términos ideales, se debe demostrar, por medio de un análisis científico, que estos llegan o superan un nivel superior al %SPR de repoblación de la especie (el umbral de SPR necesario para la repoblación), con base en su productividad y relación S-R (viz. Mace and Sissenwine 1993). Sin embargo, en el caso de muchas especies este análisis no se encuentra disponible. En estos casos, las pautas se basan en conclusiones de numerosos análisis que demuestran que, en general, $F_{35-40\%}$ (la mortalidad por pesca que reduce el SPR a 35 a 40 % de los niveles sin pescar) resulta adecuado para las especies con vulnerabilidad moderada, mientras que se necesitaría un índice de mortalidad por pesca más conservador de alrededor del $F_{50-60\%}$ en el caso de especies sumamente vulnerables, como el rocote o el tiburón (Botsford y Parma 2005; Mace y Sissenwine 1993; Clark 2002; Myers et al. 1999; Goodman et al. 2002).

⁶ El parámetro de "steepness" es clave en el modelo reproductor-recluta de Beverton-Holt, que se define como la proporción de reclutas sin pescar producidos por el 20 % de la biomasa reproductora sin pescar. Resulta dificultoso estimar el parámetro de "steepness", y el cálculo de los puntos de referencia suele ser muy sensible a las estimaciones del parámetro.

Evaluación de la mortalidad por pesca

La evaluación de la mortalidad por pesca debe reflejar la mortalidad causada por la pesquería, pero en el contexto de si los efectos cumulativos para la especie (incluido el índice de mortalidad causado por otras pesquerías) es sustentable. A la hora de determinar si una pesquería es un contribuyente substancial, es mejor pecar de precavidos. La falta de datos o los datos desconocidos pueden conducir una clasificación como contribuidor substancial.

Puntos de referencia

En términos generales, las especies deben administrarse con puntos de referencia que se amolden a la definición de un nivel sustentable de mortalidad por pesca o un punto de referencia apropiado relativo a la SPR o a la fracción de la producción de huevos durante el ciclo biológico (FLEP). Las especies que no se pesquen o administren comercialmente, pero forman parte de la pesca indirecta de la pesquería, por lo general no tendrán puntos de referencia definidos. En lugar de puntos de referencia, estos stocks deben evaluarse según el nivel de mortalidad que, según las pruebas científicas, no conduce al agotamiento del stock. Para las especies de vulnerabilidad alta, debe demostrarse que el punto de referencia es el adecuado para el perfil biológico de esa especie. Por regla general, $F_{40\%}$ no es lo suficientemente preventivo para especies de vulnerabilidad alta; un $F_{50\%}$ o menos es más adecuado al usar indicadores sustitutivos basados en la SPR.

Puntos de referencia de ICES

Debido a que los análisis han demostrado que el punto de referencia F_{pa} de ICES suele estar por encima del F_{MSY} , los stocks ICES que usan F_{pa} como punto de referencia deben calificarse de forma más conservadora que los stocks que usan el F_{MSY} . Si $F > F_{pa}$, se debe calificar el stock como de "alta preocupación". Si $F < F_{pa}$, se debe calificar el stock como de "preocupación moderada", a menos que haya pruebas adicionales que demuestren que F está por debajo de un nivel sustentable, como el F_{MSY} .

Stocks con déficit de datos

Cuando no haya puntos de referencia disponibles (*es decir*, en pesquerías con déficit de datos), la mortalidad por pesca puede evaluarse con base en la probabilidad de que las acciones y características de administración de la pesquería restrinjan la mortalidad por pesca a niveles aceptables. Por ejemplo, la mortalidad por pesca podría considerarse de preocupación menor si la pesquería tiene una baja probabilidad de interactuar con especies no objetivo por la baja superposición entre la distribución de la especie y la pesquería, o por la baja selectividad del equipo para la especie (lo cual produce una baja susceptibilidad; véase a continuación). La mortalidad por pesca en las especies objetivo y no objetivo podría considerarse de preocupación menor si hay un nivel de explotación mínimo, como en el caso de una pesquería experimental emergente, o si una gran parte del hábitat principal del stock se encuentra protegido en reservas de captura prohibida que hayan demostrado ser eficientes en proteger la especie. Esperamos poder incorporar los resultados de las investigaciones en curso a fin de proporcionar pautas más específicas sobre el volumen del hábitat que debe protegerse en reservas marinas. No obstante, mientras tanto, a fin de calificar la mortalidad por pesca como una preocupación menor ante la ausencia de puntos de referencia u otra información sobre los índices de mortalidad por pesca, deberá protegerse al menos el 50 % de todos los hábitats representativos en las Áreas Marinas Protegidas donde la población evaluada no sufre mortalidad por pesca.

Apéndice 2 – Matriz de efectos de la captura incidental por tipo de equipo

Las matrices en el presente apéndice se utilizan con el fin de determinar el impacto relativo de una pesquería en las especies de captura incidental de varios taxones para las pesquerías en que la especie y el volumen de captura incidental no está disponibles o sus datos están incompletos. Las matrices representan los efectos relativos característicos de distintos equipos de pesca en diversos taxones con base en los mejores datos científicos disponibles. Si existen datos que indiquen que una pesquería en concreto está operando de forma distinta a los procedimientos operativos normativos, la UBM se puede obviar.

Calificación de la abundancia de especies objeto de captura incidental desconocidas:

Las especies de tortugas marinas, tiburones, mamíferos marinos, aves marinas, peces e invertebrados objeto de la captura incidental que pertenecen a taxones con un alto grado de vulnerabilidad inherente —incluidos los tiburones, las rayas, los esturiones, los rocotes, los meros, los corales, los abulones y las caracolas— deben calificarse como sumamente vulnerables, y por lo tanto de Alta preocupación en el factor de abundancia (2.1). Otros peces e invertebrados por lo general deberán calificarse en la categoría de preocupación moderada, a menos que existan datos que indiquen otra calificación. Para pautas adicionales, ver también "[Pautas adicionales para calificar especies desconocidas objeto de la captura incidental en el Criterio 1.1/2.1 \(Abundancia\)](#)", a continuación.

Calificación del índice de mortalidad de la pesca de especies desconocidas objeto de la captura incidental:

Mega fauna marina (tortugas marinas, mamíferos marinos, aves marinas y tiburones) altamente vulnerable

Las tablas actualizadas de los taxones sumamente vulnerables (tortugas marinas, mamíferos marinos, aves marinas y tiburones) ya incorporan un componente regional. Generamos estos valores con base en una abarcadora revisión bibliográfica (54 informes y artículos revisados por pares) a fin de dar un mejor reflejo de la gama de problemas relacionados con la captura incidental cuando se utiliza el mismo tipo de equipo en distintas regiones del mundo, a efectos de reflejar la susceptibilidad regional de los taxones al equipo. Solo la matriz de las tortugas incorpora también valores reproductivos debido a que la literatura incorpora información relacionada con la edad que no estaba disponible en el caso de los demás taxones. Únicamente incorporamos el efecto de las medidas de mitigación en la medida en que los estudios de captura incidental trataban de pesquerías que utilizaban técnicas de reducción de este problema.

Matrices de categorías de equipo de captura incidental desconocida

FAO Gear Category	FAO Methods	FAO Abbreviation	MBA
DREDGES	Dredges (nei)	LN	Use this for all dredges
GILLNETS AND ENTANGLING NETS	Set gillnets	GNS	
	Drift gillnets (driftnets)	GND	
	Encircling gillnets	GNC	Use GND
	Fixed gillnets (on stakes)	GNF	Use GNS
	Trammel nets	GTR	Use GNS
	Combined gillnets - trammel nets	GTN	Use GNS
	Gillnets and entangling nets (nei)	GEN	If on bottom GNS, if not fixed, GND
HOOKS AND LINES	Handlines and hand-operated pole-and-lines	LHP	
	Mechanized lines and pole-and-lines	LHM	
	Set longlines	LLS	Bottom longlines, Buoy gear
	Drifting longlines	LLD	Pelagic longline
	Trolling lines	LTL	
MISCELLANEOUS GEARS	Harpoons	HAR	
	Diving	MDV	
SURROUNDING NETS	Purse seines	PS	Dolphin set (D), Floating Object/whaleshark (F), Unassociated (U)
	Surrounding nets (nei)	SUX	Lampara, non-tuna PS
TRAPS	Pots	FPO	
TRAWLS	Bottom trawls (nei)	TB	Small mesh bottom trawl, Magdalena - Artisanal bottom trawl
	Midwater trawls (nei)	TM	

Matriz de captura incidental desconocida — tortugas marinas

Sea Turtle Bycatch Susceptibility

Region	Longline		Gillnet		Trawl		Dredge	Purse Seine				Other		
	LLS	LLD	GNS	GND	TB	TM	LN	SUX	PSF	PSD	PSU	FPO	HAR/ MDV	LTL/ LHP/LHM
Caribbean/Gulf of Mexico	1	2	1	1	1	2	3	4	3	--	4	4	5	5
East Indian Ocean/Southeast Asia	1	1	1	1	1	2	3	3	3	--	4	5	5	5
E. Pacific/Eastern Tropical Pacific	1	1	1	1	1	1	3	4	3	5	4	5	5	5
Mediterranean	1	1	1	1	1	2	3	5	5	--	5	5	5	5
North Pacific	2	2	2	2	3	3	3	4	3	--	4	5	5	4
Northeast Atlantic	2	2	3	3	3	3	3	4	3	--	4	3	5	5
Northwest Atlantic	2	2	3	3	1	1	3	4	3	--	4	5	5	5
Oceania (West Central Pacific)	1	1	4	4	4	5	3	2.5	2.5	--	3	5	5	5
W. Africa/Southeast Atlantic	1	1	1	1	2	2	3	4	3	--	4	5	5	5
Southwest Atlantic	1	1	1	1	1	1	3	4	3	--	4	5	5	5
Southwest Pacific (Australia/New Zealand)	3	3	1	1	1	2	3	4	3	--	4	5	5	5
West Indian Ocean and Red Sea	1	1	1	1	2	1	3	4	3	--	4	5	5	5

***For known, unassessed spp., ≥ 3.5 = low concern**

Matriz de captura incidental desconocida — mamíferos marinos

Marine Mammal Bycatch Susceptibility

Region	Longline		Gillnet		Trawl		Dredge	Purse Seine				Other		
	LLS	LLD	GNS	GND	TB	TM	LN	SUX	PSF	PSD	PSU	FPO	HAR/ MDV	LTL/ LHP/LHM
Caribbean/Gulf of Mexico	3	3	1	1	3	3	5	3.5	4	--	4	3	5	5
Southeast Asia (East Indian)	3	2	1	1	1	2	5	3.5	3	--	4	2	4	5
Eastern Tropical Pacific/Eastern Pacific	2	1	1	1	2	1	5	3	3	2	4	2	3	5
Mediterranean	2	2	1	1	1	1	5	3.5	4	--	3	2.5	4	5
Northeast Pacific	2	2	1	1	2	2	5	3	4	--	4	1	5	5
Northeast Atlantic	3	3	1	1	2	2	5	3.5	4	--	4	1	5	5
Northwest Atlantic	3	2	1	1	3	3	5	3.5	4	--	4	1	5	5
Northwest Pacific	1	2	1	1	1	2	5	3.5	4	--	4	1	5	5
Oceania (Western Central Pacific)	4	3	1	1	4	4	5	4	3	--	4	--	5	5
Southern Ocean	4	4	--	--	4	4	5	5	5	--	5	--	5	5
West Africa/Southeast Atlantic	3	3	1	1	3	1	5	1	2	--	2	1	5	5
Southwest Atlantic	3	3	1	1	2	2	5	3.5	4	--	4	4	5	--
Southwest Pacific (Australia/New Zealand)	3	1	1	1	1	3	5	3	4	--	3	2	5	5
West Indian Ocean and Red Sea	3	3	1	1	3	2	5	3.5	4	--	4	3	5	5

*For known, unassessed spp., ≥ 3.5 = low concern

Matriz de captura incidental desconocida — aves marinas

Seabird Bycatch Susceptibility

Region	Longline		Gillnet		Trawl		Dredge	Purse Seine				Other		
	LLS	PLL	GNS	DGN	TB	TM	LN	SUX	PSF	PSD	PSU	FPO	HAR/ MDV	LTL/ LHP/LHM
Caribbean/Gulf of Mexico	3	3	4	4	4	4	5	5	5	--	5	4	5	5
East Indian Ocean/Southeast Asia	2	2	3	3	4	4	5	5	5	--	5	5	5	5
Eastern Tropical Pacific/Southeast Pacific	2	2	1	1	2	2	5	4	4.5	5	5	4	5	4.5
Mediterranean	1	1	3	3	2	3.5	5	4	5	--	4	4	5	4.5
Northeast Atlantic	1	2.5	1	1	3	3	5	3	5	--	5	4	5	4.5
Northeast Pacific	1	1	3	3	3	3	5	4	5	--	5	4	5	4.5
Northwest Atlantic	3	3	3	3	4	3.5	4	4	5	--	5	4	5	4.5
Northwest Pacific	1	1	1	1	2	2	5	4	5	--	5	4	5	4.5
Oceania (Western Central Pacific)	4	2.5	3	3	5	5	5	5	4.5	--	4.5	5	5	5
Southern Ocean	1	1	--	--	2	2	5	5	5	--	5	5	5	5
West Africa /Southeast Atlantic	1	2.5	2	2	1	1	5	4	5	--	5	4	5	4.5
Southwest Atlantic	1	1	2.5	2.5	2	2	5	4	5	--	5	4	2	2
Southwest Pacific (Australia/New Zealand)	1	1	2	2	1	1	5	5	5	--	5	4	5	4.5
West Indian Ocean and Red Sea	2	2	1	1	3	3	5	4	5	--	5	4	5	4.5

*For known, unassessed spp., ≥ 3.5 = low concern

Matriz de captura incidental desconocida — tiburones

Shark Bycatch Susceptibility

Region	Longline		Gillnet		Trawl		Dredge	Purse Seine				Other		
	LLS	PLL	GNS	DGN	TB	TM	LN	SUX	PSF	PSD	PSU	FPO	HAR/ MDV	LT/L LHP/LHM
Caribbean/Gulf of Mexico	2	1	2	2	2	--	5	3.5	2	--	3	5	5	4
East Indian Ocean/Southeast Asia	3	3	2	2	1	1	5	3.5	1	--	2	5	5	3.5
Eastern Tropical Pacific/Eastern Pacific	1	1	2	2	1	2	5	3.5	1	3	2	5	5	3.5
Mediterranean/Black Sea	3	2	3	2	1	1	5	3.5	1	--	3	4	5	3.5
Northeast Atlantic	1	1	3	3	2	2	5	3.5	2	--	3	3	5	3.5
Northeast Pacific	1	1	2	2	1	2	5	3.5	2	--	3	5	5	3.5
Northwest Atlantic	1	1	3	3	1	1	5	3.5	2	--	3	5	5	3.5
Northwest Pacific	1	1	2	2	1	1	5	3.5	2	--	3	5	5	3.5
Oceania (Western Central Pacific)	1	1	3	3	2	2	5	3.5	1	--	2	5	5	3.5
Southern Ocean	4	4	--	--	2	4	5	3.5	5	--	5	5	5	3.5
West Africa/Southeast Atlantic	1	1	2	2	1	1	5	3.5	1	--	2	5	5	3
Southwest Atlantic	1	1	2	2	1	2	5	3.5	1	--	2	5	5	3.5
Southwest Pacific (Australia/New Zealand)	1	1	2.5	2.5	2	3	5	1	1	--	2	5	5	3.5
West Indian Ocean and Red Sea	3	2	1	1	2	2	5	3.5	1	--	2	5	5	3.5

*For known, unassessed spp., ≥ 3.5 = low concern

Invertebrados bentónicos, peces con aleta, peces forrajeros y corales

Los valores en la matriz para los invertebrados, peces con aleta, peces forrajeros y corales se desarrollaron de manera inicial promediando las conclusiones de dos estudios en los cuales se categorizaron los efectos relativos del equipo de pesca (Fuller et al. 2008; Chuenpagdee et al. 2003). Algunos de los valores en la matriz se han actualizado con base en un estudio de expertos científicos sobre la captura incidental alrededor del mundo a fin de incrementar la relevancia global de la matriz.

Las conclusiones de los estudios utilizados para elaborar la matriz se extrajeron de búsquedas bibliográficas, datos de pesquerías y opiniones de expertos. En general, estos estudios calificaban la severidad del efecto del equipo pesquero, según se muestra en esta tabla (por orden de severidad).

Chuenpagdee et al 2003	Fuller et al 2008
Red de arrastre de fondo	Red de arrastre de fondo
Red de enmalle de fondo	Red de enmalle de fondo
Draga	Draga
Red de enmalle de profundidad intermedia	Palangre de fondo
Nasa y trampas	Red de arrastre de profundidad intermedia
Pesca de altura pelágica	Nasa y trampas
Palangre de fondo	Pesca de altura pelágica
Red de arrastre de profundidad intermedia	Red de enmalle de profundidad intermedia
Red de cerco	Red de cerco
Pesca con anzuelo y línea	Pesca con anzuelo y línea
	Buceo
	Arpón

Debido a que estos estudios se basaron en pesquerías que operaban en aguas canadienses y estadounidenses, también realizamos una revisión bibliográfica y de la opinión de expertos sobre la severidad de la captura incidental por tipo de equipo en distintas regiones del mundo. Algunos de los valores iniciales de Fuller et al. (2008) y Chuenpagdee et al. 2003) se ajustaron en consecuencia a esto. Estos cambios tienen el fin de reflejar mejor la gama de problemas de la captura incidental que se producen al utilizar el mismo tipo de equipo en distintas regiones del mundo.

La gravedad de la captura incidental en el caso de hábitats biógenos (corales y esponjas) por tipo de equipo se determinó calculando la media de los valores proporcionados en Fuller et al. (2008) y Chuenpagdee et al. (2003). Chuenpagdee et al. (2003) llamaron a esta categoría "hábitat biológico" y Fuller et al. (2008) la llamaron "corales y esponjas". No cambiamos estos valores puesto que es muy probable que los tipos de equipo que entran en contacto con el fondo marino tengan el mismo potencial de sufrir efectos severos en los océanos de todo el mundo. El impacto de la pesca en las especies bentónicas se produce prácticamente en todas las plataformas continentales a nivel mundial (Watling 2005).

Expandimos el número de tipos de redes de arrastre, de solo redes de fondo a redes de profundidad intermedia (utilizadas en Fuller et al. (2008) y Chuenpagdee et al. (2003)) para también incluir las categorías de redes de arrastre de fondo para peces tropicales y subtropicales, camarones tropicales y subtropicales, peces de agua fría y camarones de agua fría. Las redes de arrastre de camarones no están

diseñadas para hacer un barrido del fondo y recoger peces, de modo que obtienen una menor puntuación de menor impacto en la matriz de captura incidental de peces de aleta.

Entre otros cambios a las conclusiones de Fuller et al. (2008) y Chuenpagdee et al. (2003) figuran la separación de las distintas técnicas de redes de cerco por conjuntos FAD/log, conjuntos de delfines y ballenas y conjuntos de bancos no asociados con base en las tasas de captura incidental variable halladas en un estudio de Hall (1998). Hall (1998) encontró que los conjuntos logarítmicos (FAD) tienen la mayor captura incidental general de algunas especies, seguido de conjuntos de bancos y conjuntos de delfines.

Las redes de cerco de fondo y las redes de cerco demersal (incluidos la red danesa, los cercos escoceses de andanada y los cercos de pares) no se incluyeron en los estudios de Fuller et al. (2008) y Chuenpagdee et al. (2003) debido a que estos tipos de equipo no suelen utilizarse en EE. UU. y Canadá. Al igual que las redes de cerco, este tipo de equipos rodea a un banco de peces, pero no operan entrando en contacto con el fondo marino. En un estudio de Pálsson (2003) se comparó el descarte de los abadejos entre tres tipos de equipos demersales en aguas islandesas y se halló que la captura incidental de peces es menor con la red danesa comparada a las redes de arrastre demersal y al equipo con palangre. Las redes danesas que buscan especies de peces bentónicos pueden atrapar de manera accidental otras especies, como peces planos, bacalaos y abadejos (Ministerio Islandés de Pesquerías, 2010). Alverson et al. (1996) halló que las redes danesas por lo general se incluían entre los equipos con un nivel bajo a moderado de captura incidental, con menores proporciones de captura incidental que la mayoría de los demás tipos de equipo, incluidas las redes de arrastre de fondo, los palangres y las nasas, pero con una mayor captura incidental que los arrastres pelágicos y las redes de cerco. Con base en estas conclusiones, la puntuación de captura incidental de las redes danesas se calculó a partir de la puntuación de redes de cerco con un incremento en los efectos sobre los mariscos, para mostrar que las redes danesas suelen operarse en el lecho marino; un incremento en el efecto sobre los peces de aleta, para mostrar una mayor proporción de captura incidental de peces bentónicos, como los peces planos, los bacalaos y abadejos; y una reducción del efecto sobre los peces forrajeros, que suelen ser pelágicos.

Matrices de captura incidental desconocida (invertebrados bentónicos, peces de aleta, peces forrajeros y corales y otros hábitats biógenos)

Los mayores efectos reciben una puntuación de 1 y los menores reciben una puntuación de 5. Leyenda: B = Fondo, P = Pelágico, M = Profundidad intermedia, BTF = Pez tropical del fondo, BTS = Camarón tropical del fondo, BCF = Pez de aguas frías del fondo, BCS = Camarón de aguas frías del fondo, PF = FAD/log de cerco (atún), PD = delfín/ballena de cerco (atún), PU = no asociado a cerco (atún), Pot = nasa y trampa, HD = arpón/buceo, TP = línea y anzuelo/caña

	Palangre		Red de enmalle		Arrastre						Draga	Cerco					Otro		
	B	P	B	M	B	BTF	BTS	BCF	BCS	M		B	P	PF	PD	PU	Pot	HD	TP
Invertebrados bentónicos	4.5	5	3	5	2	2	2	2	2	5	1	3	5	5	5	5	3.5	5	5
Peces de aleta	2	2	2	1	2	1	2	2.5	2	1	3	2	4	2	3	2	3.5	5	3
Peces forrajeros	5	4	2	2	3	2	2	2	2	1	5	3	3	2	3	2	4	5	4
Corales y otros hábitats biógenos	3	5	2	5	1	1	1	1	1	5	1	1	5	5	5	5	3.5	5	4.5

Pautas adicionales para calificar especies desconocidas de captura incidental en el Criterio 1.1/1.2 (Abundancia)

Tortugas marinas – todas las especies amenazadas/en peligro: ver Wallace et al. (2010, 2013) para patrones globales de captura incidental de tortugas marinas. Además, el programa mundial Mapping the World's Sea Turtles, creado por la base de datos SWOT (State of the World's Sea Turtles), es una base de datos integral que opera a nivel mundial y ubica nidos de tortugas marinas alrededor del mundo. El mapa de SWOT es sumamente detallado y puede personalizarse, ya que permite usar filtros por ubicación y resaltar la especie y tamaño de la colonia con iconos de diversos colores y formas. Este mapa en conjunto con el trabajo de Wallace et al. (2010) pueden ayudar a determinar si la pesquería objeto de evaluación tiene posibles interacciones con las tortugas marinas.

Tiburones, mamíferos marinos y aves marinas: Identificar si las actividades de la pesquería entran en contacto con especies amenazadas, en peligro o pescadas en exceso y preferir la precaución si los datos específicos sobre la especie y la información geográfica no son concluyentes. Por ejemplo, si hay un déficit de datos sobre las poblaciones de tiburones, es mejor ser precavido y calificar la población como "pescada en exceso" o "reducida".

Tiburones: Seleccionar "objeto de sobrepesca" o "en agotamiento" cuando no haya suficientes datos, o seleccionar "en peligro/amenazado" cuando los datos confirmen esta conclusión (ver Camhi et al. 2009). En términos globales, tres cuartos (16 de 12) de los tiburones y rayas pelágicos del océano tienen un riesgo elevado de extinción por exceso de pesca (Dulvy et al. 2008). ver Camhi et al. (2009) para consultas sobre áreas geográficas, el estado actual de la IUCN y problemas de conservación de las especies de tiburón. En la Tabla 1 se ilustran resoluciones adicionales, recomendaciones y medidas de conservación y manejo por RFMO para tiburones. A la Tabla 1 le sigue información de conservación asociada a tiburones por regiones y especies específicas en formato de lista (Camhi 2009; Bradford 2010).

Mamíferos marinos: Pompa et al. (2011) proporcionan la distribución de los mamíferos marinos y las áreas de conservación importantes; también incluyen distribuciones geográficas para identificar 20 puntos de conservación clave a nivel mundial para todas las especies de mamíferos marinos (123) y mapas de amplitud creados para cada especie (figura 1; tabla 2; Pompa et al. 2011 y suplementos).

Aves marinas: En las figuras 2 y 3 se ilustra la distribución de las aves marinas amenazadas alrededor del mundo (Birdlife International 2011). Ver también Birdlife International (2010) para ubicar Áreas Marinas Importantes para Aves (MIBA, por sus siglas en inglés). El albatros es la familia más amenazada, ya que las 22 especies se encuentran amenazadas o casi amenazadas a nivel mundial. Los pingüinos y petreles del género *Pterodroma* también contienen una alta proporción de especies amenazadas (Birdlife International 2010).

Tabla 1. Resoluciones activas, recomendaciones y medidas de conservación y manejo por RFMO para tiburones. Tabla obtenida de Camhi et al. (2009). ^a ICCAT = International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (Comisión Internacional para la Conservación de Atunes del Atlántico); NAFO = North Atlantic Fisheries Organization (Organización de Pesquerías del Atlántico Norte); GFCM = General Fisheries Commission for the Mediterranean (Comisión General de Pesquerías del Mediterráneo); SEAFO = South East Atlantic Fisheries Organization (Organización de Pesquerías del Atlántico Sureste); IATTC = Inter-American Tropical Tuna Commission (Comisión Interamericana de Atunes Tropicales); WCPFC = Western and Central Pacific Fisheries Commission (Comisión de pesquerías del Pacífico Occidental y Central); IOTC = Indian Ocean Tuna Commission (Comisión de Atunes del Océano Índico); CCAMLR = Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (Comisión para la Conservación de Recursos Vivos Marinos del Antártico). ^b El peso de las recomendaciones y resoluciones varía por RFMO. Por ejemplo, las recomendaciones de ICCAT son obligatorias, mientras que sus resoluciones no.

Océano/ RFMO ^a /año	Res/Rec No. ^b	Título	Acciones principales
Atlántico, ICAAT			
1995	Res. 95-2	Resolución de la ICCAT sobre la cooperación con la FAO para analizar la situación de stocks de tiburones y su captura incidental.	• Exhorta a sus miembros a recabar datos específicos sobre el perfil biológico, los niveles de captura incidental y el comercio de especies de tiburones, y entregarlos a la FAO.
2003	Res. 03-10	Resolución de la ICCAT para pesquerías de tiburones	• Solicita que todos sus miembros envíen datos sobre captura de tiburones, esfuerzo por equipo, desembarques y comercio con productos de tiburón. • Exhorta a sus miembros a implementar una NPOA a plenitud.
2004	Rec. 04-10	Recomendación de la ICCAT sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías administradas por la ICCAT	• Requiere que los miembros informen cada año los datos de esfuerzos pesqueros y captura de tiburones. • Requiere uso total. • Prohíbe el cercenamiento de aletas de tiburón. • Alienta a liberar animales vivos. • Se compromete a reevaluar el mako de aleta corta y el tiburón azul para el 2007. • Promueve la investigación sobre la selectividad del equipo y la identificación de criaderos.
2005	Rec. 05-05	Recomendación de la ICCAT para modificar las recomendaciones 04-10 sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías administradas por la ICCAT.	• Requiere informes anuales sobre el progreso de la implementación de las recomendaciones 04 a la 10 por parte de sus miembros. • Exhorta a que los miembros tomen medidas para reducir la mortalidad del mako de aleta corta del Atlántico Norte.
2006	Rec. 06-10	Recomendación complementaria de la ICCAT acerca de la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías administradas por la ICCAT.	• Reconoce el escaso progreso en la cantidad y calidad de las estadísticas sobre tiburones. • Reitera al llamado a la obtención de datos actuales e históricos sobre tiburones en preparación para la evaluación del mako azul y el de aleta corta en 2008.

Océano/ RFMO ^a /año	Res/Rec No. ^b	Título	Acciones principales
2007	Rec. 07-06	Recomendación complementaria de la ICCAT sobre los tiburones	• Reitera la comunicación obligatoria de datos sobre los tiburones. • Exhorta a tomar medidas para reducir la mortalidad del tiburón cailón y el mako de aleta corta objeto de pesca. • Promueve la investigación sobre zonas de criaderos y posibles vedas por temporadas y áreas. • Se propone realizar una evaluación del tiburón cailón a más tardar para el 2009.
2008	Rec. 08-07	Recomendación de la ICCAT sobre la conservación del tiburón zorro (<i>Alopias superciliosus</i>) atrapado en asociación con pesquerías administradas por la ICCAT.	• Exhorta a la liberación con vida del tiburón zorro en la medida de lo posible. • Requiere que se informe la pesca y liberación con vida del tiburón zorro.
Atlántico, NAFO			
2009	Medida adm. artículo 17	Conservación y manejo de tiburones	• Requiere que se informen todas las capturas actuales y previas de tiburones. • Promueve la utilización íntegra. • Prohíbe el cercenamiento de aletas. • Anima a liberar animales vivos. • Promueve la investigación sobre la selectividad del equipo y la identificación de criaderos.
Atlántico, SEAFO			
2006	Medida de conservación 04/06	Medida de conservación 04/06 para la conservación de tiburones en asociación con pesquerías administradas por SEAFO.	• Mismas disposiciones que las recomendaciones 04-10 de la ICCAT, excepto que no incluye evaluaciones del stock.
Med., GFCM			
2005	GFCM/2005/3	Recomendación de la ICCAT sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías administradas por la ICCAT	• Mismas disposiciones que la Rec. 04-10 de la ICCAT.
2006	GFCM/2006/8(B)	Recomendación de la ICCAT para modificar la recomendación [04-10] sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías administradas por la ICCAT.	• Mismas disposiciones que la Rec. 05-05 de la ICCAT

Océano/ RFMO ^a /año	Res/Rec No. ^b	Título	Acciones principales
Índico, IOTC			
2005	Res. 05/05	Relativo a la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías administradas por la IOTC.	• Requiere que los miembros informen la captura de tiburones a nivel anual, incluidos los datos históricos. • Se propone ofrecer orientación preliminar sobre la condición del stock para 2006. • Requiere utilización íntegra y liberación de especímenes vivos. • Prohíbe el cercenamiento de aletas. • Promueve la investigación sobre la selectividad del equipo e identificación de áreas de criadero.
2008	Res. 08/01	Requisitos estadísticos obligatorios para miembros de la IOTC y partes no contractuales en cooperación (CPC, por sus siglas en inglés).	• Requiere que los miembros envíen información oportuna sobre la captura y los esfuerzos pesqueros, incluidas las especies de tiburón capturadas con mayor frecuencia y con menor frecuencia, siempre que sea posible.
2008	Res. 08/04	Relativo al registro del producto pesquero de embarcaciones palangreras en el área de la IOTC.	• Obliga a informar la bitácora de pesca por especie por conjunto, incluido el tiburón azul, el tiburón zorro, el mako, entre otros.
Pacífico, IATTC			
2005	Res. C-05-03	Resolución para la conservación de tiburones capturados en asociación con pesquerías en el Océano Pacífico oriental.	• Promueve el desarrollo de un NPOA entre sus miembros. • Colabora con el WCPFC para realizar evaluaciones de las poblaciones de tiburones. • Promueve la utilización íntegra. • Prohíbe el cercenamiento de aletas. • Anima a liberar especímenes vivos y a realizar investigaciones sobre selectividad del equipo. • Requiere informar datos específicos de las especies de tiburones, incluidos los datos históricos.
2006	Res. C-04-05 (REV 2)	Resolución consolidada sobre la captura incidental	• Requiere la liberación inmediata de tiburones, rayas y otras especies no objetivo. • Promueve la investigación sobre métodos para evitar la captura incidental (análisis de tiempo y área), tasas de supervivencia de los descartes y técnicas para facilitar la liberación de especímenes vivos. • Exhorta a los miembros a "compartir la información requerida sobre la captura incidental lo más pronto posible".
Pacífico, WCPFC			
2008	Conservación y	Medida de conservación y manejo de	• Exhorta a sus miembros a implementar la IPOA e informar el progreso.

Océano/ RFMO ^a /año	Res/Rec No. ^b	Título	Acciones principales
	administración Medida 2008-06 (reemplaza la 2006-05)	tiburones en el Océano Pacífico occidental y central.	• Requiere informes anuales de pesca y esfuerzos pesqueros. • Exhorta a la liberación de especímenes vivos y el uso completo del producto. • Prohíbe el cercenamiento de aletas para embarcaciones de todos los tamaños. • Se propone ofrecer orientación preliminar sobre el estado de la población de tiburones clave para el 2010.
Sur, CCAMLR			
2006	32-18	Conservación de tiburones	• Prohíbe la pesca dirigida de tiburones. • Liberación de tiburones vivos pescados accidentalmente.

Información y citas adicionales sobre tiburones (Bradford 2010).

- En el Golfo de México, Gaum y Myers (2004) hallaron que en la década de 1950 y a finales de la década de 1990, la población del tiburón oceánico y el tiburón piloto (anteriormente las especies de tiburón más pescadas en el Golfo de México) se redujeron en más del 99 y el 90 %, respectivamente.
- En el Atlántico noroccidental, Baum et al. (2003) calcularon que la población de la cornuda común, el tiburón blanco y el tiburón zorro se habían reducido en más del 75 % entre la década de 1980 y finales de 1990. El estudio también concluyó que las poblaciones de todas las especies de tiburón registradas en el Atlántico noroccidental, a excepción del mako, se habían reducido en más del 50 % durante el mismo periodo de tiempo.
- Myers et al. (2007) informaron declives del 87 % en la población del tiburón aleta de cartón, 93 % del tiburón de puntas negras, 97 % de la tintorera, 98 % de la cornuda común, y 99 % o más de los tiburones toro, gambuso y cornuda lisa a lo largo del litoral oriental desde que comenzaron a recopilarse estudios de la costa de Carolina del Norte en 1972.
- La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ha declarado que "el 32 % de los tiburones y rayas pelágicos están amenazados". La IUCN ha declarado otro 6 % en peligro, y 26 % como vulnerable.
- En el Mar Mediterráneo, Ferretti et al. (2008) hallaron que la población de cornudas y de tiburones azules, macarela y zorro se habían reducido entre el 96 y el 99.99 % relativo a sus niveles de abundancia previos.
- Ward y Myers (2005) informan un declive del 21 % en la abundancia de tiburones y atunes de gran tamaño en el Pacífico tropical desde el comienzo de la pesca comercial desde la década de 1950.
- Meyers y Worm (2005) indican un agotamiento a nivel mundial de las comunidades de peces depredadores de gran tamaño de al menos 90 % en los últimos 50 a 100 años. Los autores sugieren que los declives son "aún más pronunciados en el caso de especies sensibles como los tiburones".
- Dulvy et al. (2008) indican que, "en términos globales, tres cuartos (16 de 21) de los tiburones y rayas pelágicos del océano tienen un riesgo elevado de extinción por sobrepesca".
- Graham et al. (2001) encontraron una reducción promedio del 20 % en la tasa de captura de tiburones y rayas en las aguas de Nueva Gales del Sur, Australia, entre 1976 y 1997.

Tabla 2. Especies de mamíferos marinos en puntos de conservación importantes. Las "áreas irremplazables" contienen especies que no se encuentran en ningún otro lugar. Las figuras provenientes de Pompa et al. (2011; material complementario) ¹*Monachus schauinslandi*, ²*Arctocephalus galapagoensis*, ³*A. philippii*, ⁴*Inia geoffrensis*, *Trichechus inunguis* (ambos de agua dulce) y *Sotalia fluviatilis*, ⁵*Monachus monachus*, ⁶*Platanista minor* (agua dulce), ⁷*Platanista gangetica* (agua dulce), ⁸*Lipotes vexillifer* (agua dulce), ⁹*Pusa sibirica* (agua dulce), ¹⁰*Pusa caspica*, ¹¹*Cephalorhynchus commersonii* y *A. gazella*. *VU = Vulnerable, EN = En peligro, CR = En grave peligro, LR = Riesgo menor, EX = Extinto, CE = En grave peligro; V = Vulnerable, RS = Relativamente estable o intacto. Datos provenientes de Olson y Dinerstein (2002).

Puntos de conservación clave	Número de especies	Endémicas / de corta amplitud	Categoría de riesgo por ecorregión*	Número y nombre de la ecorregión*	Estado de conservación estimado de la ecorregión*
Mayor abundancia					
Suráfrica	16	4	VU, EN	209: Corriente de Benguela 211: Corriente de Agulhas	V RS
de Argentina	15	4	VU, EN	205: Atlántico suroccidental de la Patagonia	V
de Australia	14	4	VU, EN	206: Sur australiano 222: Gran Barrera	RS RS
de Baja California	25	7	VU, EN, CR	214: Golfo de California	CE
de Perú	19	5	VU, EN	210: Corriente de Humboldt	V
de Japón	25	7	VU, EN, LR	217: Nansei Shoto	CE
Nueva Zelanda	13	2	VU, EN, LR	207: Nueva Zelanda	V
de África noroccidental	25	7	VU, EN, LR	216: Corriente de Canarias	CE
del Noreste americano	25	7	VU, EN, LR	202: Bahía de Chesapeake	V
Irremplazable					
Islas de Hawái	1 ¹	1	EN	227: Marino de Hawái	V
Islas Galápagos	1 ²	1	VU	215: Marino de Galápagos	V
San Félix e Islas de Juan Fernández	1 ³	1	VU	210: Corriente de Humboldt	V
Río Amazonas	2 ⁴	1	VU	147: Río Amazonas/ Bosques inundados	RS
Mar Mediterráneo	1 ⁵	1	CR	199: Mar Mediterráneo	CE
Río Indo	1 ⁶	1	No figura	No figura	No figura
Río Ganges	1 ⁷	1	EN	No figura	No figura
Río Yang-tse	1 ⁸	1	EX	149: Río y lagos del Yang-Tse	CE
Lago Baikal	1 ⁹	1	LR	184: Lago Baikal	V
Mar Caspio	1 ¹⁰	1	VU	No figura	No figura
Islas Kerguelen	1 ¹¹	1	No figura	No figura	No figura

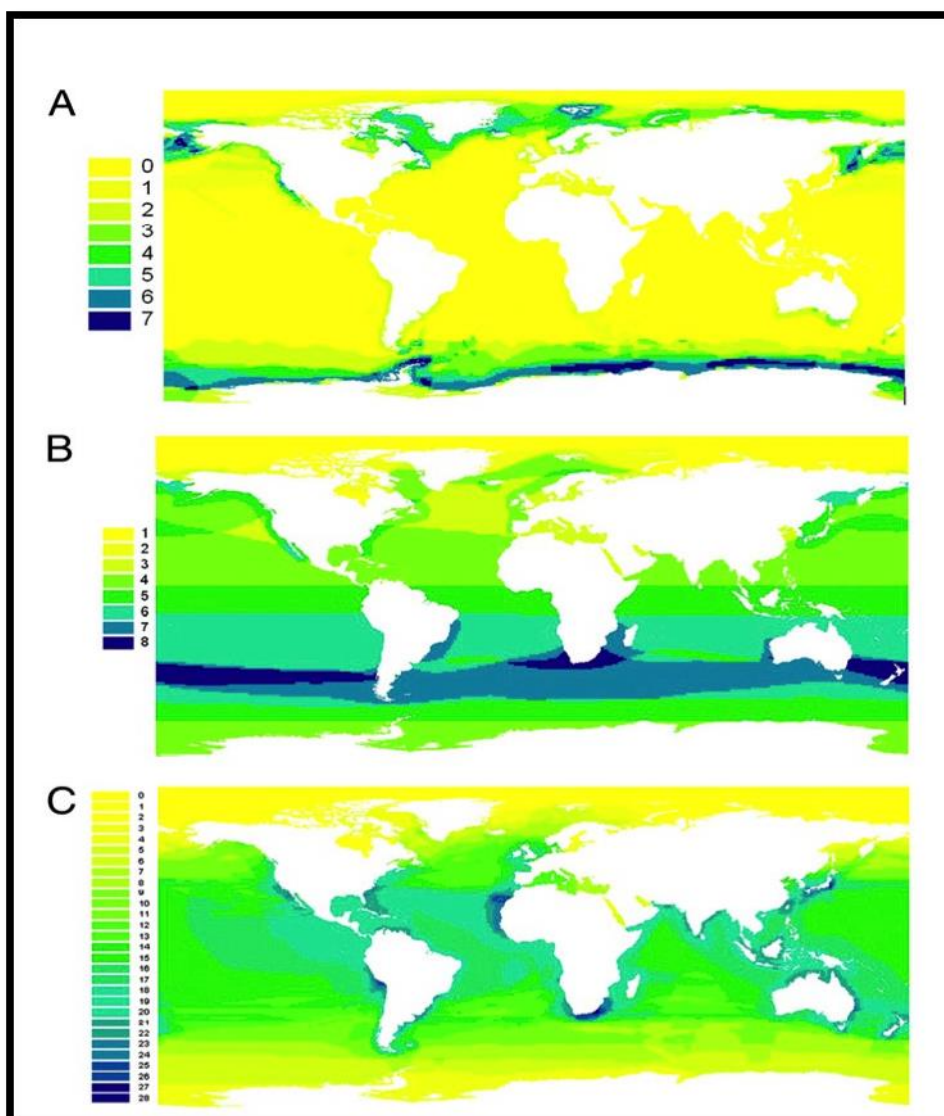


Figura 1. Distribución geográfica de la abundancia de especies mamíferas marinas (columna de la izquierda) para **A.** Pinnípedos; **B.** Misticetos; **C.** Odontocetos. Figura de Pompa et al. (2011).

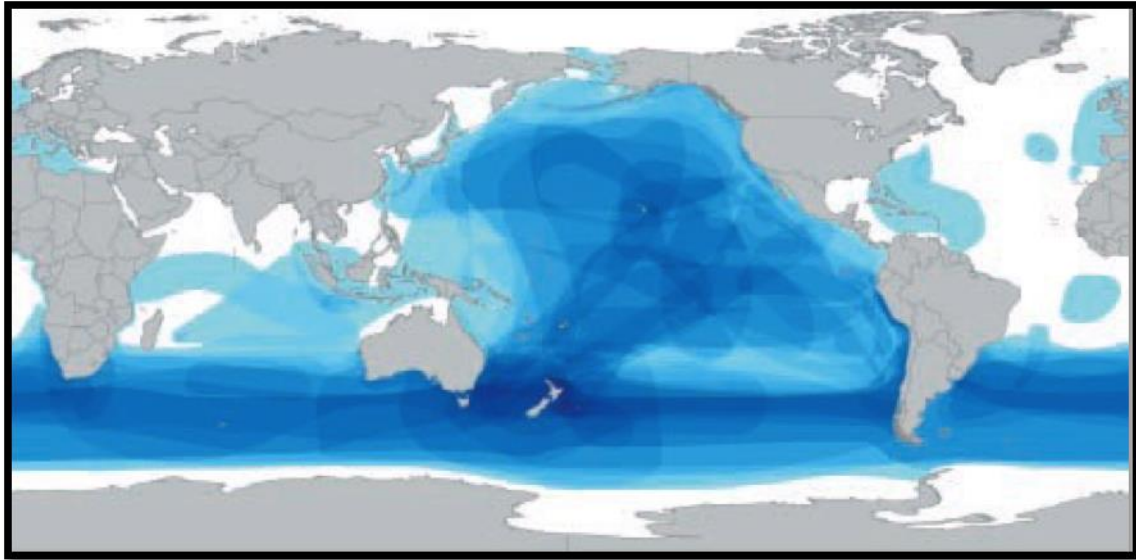


Figura 2. Distribución en el mar de aves marinas amenazadas por todo el mundo. Cada polígono representa el mapa de amplitud de una especie amenazada. Las áreas en azul oscuro muestran las partes del océano donde las distribuciones del mayor número de especies amenazadas se superponen. Figura de Birdlife International (2011).

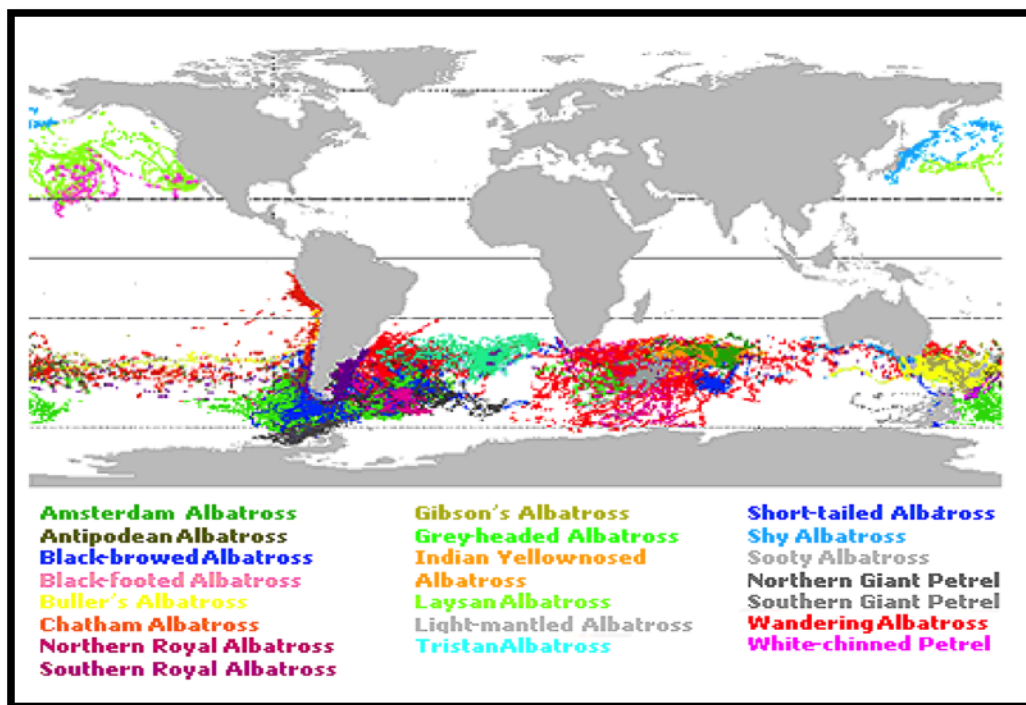


Figura 3. Distribución de albatros y petreles en todo el mundo. Figura de Birdlife International (2011).

Apéndice 3 – Estrategias de manejo adecuadas

Los procedimientos de manejo adecuados pueden variar en sobremanera entre distintas pesquerías, marcos reglamentarios y especies. En cierta medida, las evaluaciones de las reglas de control de captura y otras estrategias de manejo deben atenderse conforme a cada caso concreto. Sin embargo, las pautas generales para el manejo adecuado siguen siendo pertinentes y útiles. En el caso de las pesquerías que se administran por medio de límites de pesca, o TAC, estas pautas se han derivado mayormente de las pautas proporcionadas para la implementación de la Ley Magnuson-Stevens de Manejo y Conservación de Pesquerías, utilizada en la administración de pesquerías en EE. UU. (Restrepo y Powers 1998; Restrepo et al. 1998). Aunque otros países tienen distintos marcos reglamentarios, se utilizan estrategias similares a las sugeridas en Restrepo et al. (1998) en todos los lugares del mundo donde existen evaluaciones de stocks disponibles y donde se emplean límites de pesca (*p. ej.*, Departamento Australiano de Agricultura, Pesquerías y Silvicultura, 2007; Ministerio de Pesquerías de NZ, 2008; DFO 2009). Entre las estrategias de común aceptación figuran la práctica de establecer tasas de mortalidad por pesca a un nivel muy por debajo del F_{MSY} (o su equivalente) para dar cuenta de la incertidumbre; reducir F cuando los stocks están por debajo de los puntos de referencia meta de la biomasa (por lo general alrededor del B_{MSY} o 40 % de la biomasa sin pescar); y reducir la tasa de mortalidad por pesca si el stock alcanza un nivel crítico por debajo del nivel donde se ve afectado el reclutamiento. Los puntos de referencia para el manejo se asumen válidos, a menos que existan datos científicos que sugieran lo contrario, por ejemplo, una evaluación o controversia científica que sugiera marcadamente que los puntos de referencia actuales no son adecuados para la especie evaluada.

Por lo general, los atributos mínimos de una estrategia de manejo adecuado incluyen los siguientes:

1. Un proceso para llevar un seguimiento y realizar "evaluaciones" (no necesariamente evaluaciones formales del stock). Los controles de seguimiento deben realizarse de manera periódica, aunque la frecuencia de las evaluaciones necesarias podría variar en función de la variabilidad del stock.
2. Reglas que rijan la intensidad de la actividad pesquera o que garanticen de algún otro modo la protección de la productividad del stock.
3. Un proceso para modificar las reglas conforme a los resultados de las evaluaciones, según sea necesario.

Algunas estrategias de manejo eficaces

En el caso de poblaciones de peces con abundancia de datos o con datos moderados, una estrategia de manejo "altamente eficaz" es aquella que:

- Incorpora evaluaciones científicas actualizadas de los stocks que permiten a los administradores determinar la salud de los stocks y fijar cuotas adecuadas.
- Utiliza puntos de referencia límite y meta adecuados para el stock y la mortalidad por pesca.
- Opta por políticas que evitan el riesgo, en lugar de políticas riesgosas que maximicen el rendimiento.
- Incluye reservas en la TAC para dar cuenta de la incertidumbre en las evaluaciones del stock.
 - Establecer la Captura biológica permitida (ABC, por sus siglas en inglés) y el Límite de captura anual (ACL) por debajo del Nivel de sobrepesca (OFL = promedio a largo plazo del MSY) para dar cuenta de la incertidumbre científica (los datos de estudios sobre el tamaño del stock, etc. pueden reducir la incertidumbre científica).

- Fijar la captura total permitida (TAC) por debajo de la ABC para dar cuenta de la incertidumbre en la administración (el control de capturas, etc. puede reducir la incertidumbre de manejo).
- Por regla general, la TAC debe tener menos que el 30 % de p^* (probabilidad) de exceder el OFL; o bien, la TAC debe fijarse de modo que F esté 25 % por debajo del umbral de presión por pesca, p . *ej.*, F_{MSY} (Restrepo et al. 1998).
- Los stocks con biomasa baja, vulnerabilidad alta e incertidumbre alta garantizan una mayor protección contra la sobrepesca (*p. ej.*, reglas más conservadoras para el control de captura/reservas más amplias al fijar la TAC y/o un control más estricto de los stocks).
- Da cuenta de otras fuentes de mortalidad (*p. ej.*, pesca recreativa, captura incidental de juveniles, etc.) y factores ambientales que afectan al stock, como el régimen oceanográfico.
- Incorpora una estrategia para mantener o regenerar la productividad del stock:
 - Fija un punto para detener la pesca cuando la biomasa está por debajo del punto de referencia límite.
 - Reduce F cuando la biomasa está por debajo del punto de referencia meta o está disminuyendo (sin importar si los declives se deben a la pesquería o a factores ambientales).
- Emplea una estrategia eficaz para prevenir la sobrecapitalización.
- Ha demostrado su eficacia (*p. ej.*, la productividad del stock se ha mantenido constante durante varias generaciones), o si la productividad del stock no se ha mantenido o está en descenso, la administración se ajusta en consecuencia.

Administración eficaz en pesquerías con déficit de datos

(más información sobre métodos de evaluación con déficit de datos a continuación)

Independientemente de que se tenga abundancia o déficit de datos de los stocks administrados, la administración debe incluir una estrategia para garantizar que la productividad del stock se mantenga. Esta estrategia debe incluir un proceso para llevar un control y realizar "evaluaciones" de algún tipo (no necesariamente evaluaciones formales del stock), reglas para controlar la intensidad de la actividad pesquera o formas de garantizar de algún otro modo la protección de una porción del stock reproductor, además de un sistema de administración adaptable, de modo que se puedan modificar las reglas conforme a los resultados de las evaluaciones, según se necesite (Smith et al. 2009; Phipps et al. 2010).

Existen ciertos métodos relativamente fiables para establecer límites de pesca en pesquerías con déficit de datos, tales como: un método de indexación (AIM), el cual conlleva estipular una relación entre los índices de abundancia de la población y la captura; la captura promedio corregida por agotamiento (DCAC), que permite a los administradores estimar un rendimiento sustentable con base en una captura promedio durante un periodo de tiempo concreto, y ajustarlo conforme a los declives iniciales en la abundancia debido a la captura; y métodos de extrapolación, o el uso de inferencias a partir de stocks emparentados o "hermanos", con el uso de reservas preventivas en caso de que los stocks con déficit de datos sean más vulnerables que los stocks emparentados con abundancia de datos (Honey et al. 2010). Otras técnicas recomendadas para poblaciones con déficit de datos incluyen el uso de análisis de productividad-susceptibilidad (PSA) para resaltar los stocks que tienen vulnerabilidad particular a la sobreexplotación (Patrick et al. 2009; Honey et al. 2010) y establecer límites de captura con base en los índices históricos de captura de un periodo sin declives, con objetivos fijados al 75 % de la captura promedio si se cree que la biomasa es saludable; al 50 % de la captura promedio si se anticipa que la

biomasa estará por debajo de los niveles meta, pero por encima del punto en que se alteraría el reclutamiento; y al 25 % de la captura promedio si el stock está en agotamiento (Restrepo y Powers 1998).

Además restringir la mortalidad por pesca (*p. ej.*, por medio de límites de TAC), las pesquerías podrían recibir crédito por emplear estrategias alternativas que son comúnmente conocidas por ayudar a preservar la productividad del stock. Algunos ejemplos de estrategias alternativas eficaces son la administración espacial, que incluye proteger una gran proporción del litoral en reservas o proteger las agregaciones de desove con vedas por temporadas o por áreas (*p. ej.*, Johannes, 1998), o proteger las hembras, lo cual preserva la puesta por recluta de la población siempre y cuando la fertilización no se vea reducida (*p. ej.*, cangrejo de Dungeness; Chaffee et al. 2010). Finalmente, los stocks podrían estar sujetos a bajas tasas de mortalidad en una pesquería con déficit de datos como resultado de la baja susceptibilidad, *p. ej.*, si la especie es tan pequeña que cabe entre las aberturas de la red o no se ve atraída al tipo de cebo que se utiliza (la baja susceptibilidad suele ser más aplicable como protección para los stocks no objetivo).

Administración de poblaciones con déficit de datos: alternativas a la administración basada en el MSY

En el caso de los stocks con déficit de datos, la administración debe:

- Incluir un proceso para llevar un seguimiento y realizar evaluaciones, tales como llevar un registro de las tendencias del CPUE y de la estructura de tamaños, o aproximar la FLEP, o realizar una comparación del índice de abundancia, el máximo histórico (ver el glosario), las poblaciones sin pescar o los niveles en reservas marinas:
 - Las tendencias en el CPUE son aptas solo si la tecnología no ha cambiado, si no hay hiperestabilidad y si se ha demostrado que la abundancia es proporcional al CPUE.
 - También debe llevarse un control de las tendencias en la estructura de tamaños para evitar el agotamiento de especímenes de gran tamaño.
- Se debe incluir una estrategia para proteger el stock reproductor, tal como:
 - Aproximar el rendimiento sustentable con base en la captura promedio corregida por agotamiento (DCAC), en un método de índice (AIM) o en otra estrategia aceptada.
 - Proteger una gran porción del stock reproductor en reservas marinas (al menos 50 %, incluidas las áreas de reproducción importantes, si corresponde) o vedar las zonas de mucha pesca (en el caso de las especies de la captura incidental).
 - Hacer cumplir las limitaciones de tamaño, sexo o temporada que tengan probabilidades de resultar eficaces en la protección del stock reproductor (*p. ej.*, administración 3-S del cangrejo de Dungeness).
 - Extrapolar con base en los stocks emparentados o "hermanos" con abundancia de datos y emplear valores intermedios preventivos para dar cuenta de posibles diferencias en el historial de vida de los stocks.
 - Mantener las tasas de explotación en niveles muy bajos (*p. ej.*, pesquería experimental) hasta que pueda obtenerse más información.
 - O bien, basar la TAC en el historial de captura promedio durante un periodo de tiempo sin declives en la abundancia (la TAC debe fijarse en un valor que no sea superior al 75 % de la captura promedio si se cree que el stock está en buenas condiciones, 50 % si se cree que está por debajo de los niveles meta y 25 % si se cree que es objeto de sobrepesca). *Observación:* Como no suele haber datos para analizar si un stock es saludable, la TAC no debe ser superior al 50 % del historial de captura a menos que haya buenas razones científicas para creer que los stocks están por encima del B_{MSY} .

- Permitir la administración adaptable de forma que la estrategia de pesca pueda ajustarse si la evaluación o el control de seguimiento indican que el stock está reduciéndose o está por debajo de los niveles meta.
- Se ha demostrado su eficacia (*p. ej.*, la productividad del stock se ha mantenido durante varias generaciones), o, si la productividad del stock no se ha mantenido o está en declive, la administración se ha modificado en consecuencia.

Se debe contar con procedimientos para dar un seguimiento o evaluar los stocks y para proteger al stock reproductor, y ser de eficacia demostrada, para calificar la estrategia de administración como "sumamente eficaz". Si se espera que las medidas sean eficaces, *por ejemplo*, por analogía con sistemas similares, pero no se ha demostrado su eficacia en esta pesquería, la administración se calificará como "moderadamente eficaz". Si no se espera que las medidas sean eficaces, la estrategia de administración es "ineficaz".

La administración adecuada también depende del estado de conservación asociada con el stock. Además de los elementos preventivos que figuran arriba, los stocks en peligro o amenazados también requieren de un plan de recuperación o de prácticas de administración óptimas con un diseño y una eficacia que hayan demostrado reducir la mortalidad y permitir que el stock se recupere. Los stocks que sufren sobrepesca o agotamiento requieren de un plan de regeneración.

Métodos de evaluación de pesquerías con déficit de datos

Análisis secuencial de tendencias (indicadores por índice)

El análisis secuencial comprende una amplia gama de técnicas utilizadas para analizar datos en serie temporales a fin de detectar las tendencias en una variable (o en diversos índices) e inferir cambios en el stock o en la población. Los análisis secuenciales pueden abarcar una amplia gama de tipos de datos y requisitos (Honey et al. 2010). Los ejemplos incluyen: DCAC, series temporales de las estadísticas de pesca, puntos de referencia basados en estudios/peso/longitud, índices tróficos y análogos de la tasa potencial de desove (SPR, por sus siglas en inglés) (Honey et al. 2010).

El promedio de captura corregido por agotamiento (DCAC) utiliza solo datos de series temporales de captura acompañados de suposiciones fundamentadas de unos cuantos parámetros complementarios. Por lo tanto, probablemente sea de uso práctico en muchas pesquerías con déficit de datos sobre especies longevas (*p. ej.*, mortalidad natural, $M < 0.2$) (Honey et al. 2010). La capacidad de este método para identificar rendimientos sostenibles a partir de datos sencillos hace que el DCAC sea útil para obtener una primera estimación de un nivel de captura permitida junto con otros métodos por déficit de datos. ver: <http://nft.nefsc.noaa.gov/> para acceder a las herramientas de NOAA para realizar el análisis de DCAC (Honey et al. 2010).

Análisis de vulnerabilidad

Análisis de productividad y susceptibilidad a la vulnerabilidad – El análisis de productividad y susceptibilidad a la vulnerabilidad (PSA) se utiliza para valorar la vulnerabilidad de un stock a la sobrepesca, con base en puntuaciones relativas derivadas de características del historial de vida. La productividad, que representa el potencial de crecimiento del stock, se califica en términos semicuantitativos de bajos a altos, con base en la tasa intrínseca de incremento del stock (r), el coeficiente de crecimiento de von Bertalanffy (k), la tasa de mortalidad natural (M), la edad de madurez

promedio y otras métricas (Patrick et al. 2009; Patrick et al. 2010; Field et al. 2010; Cope et al. 2011; Honey et al. 2010).

A efectos de ayudar a los consejos de administración regionales de pesquerías a determinar la vulnerabilidad, la NMFS optó por utilizar una versión modificada de un análisis de productividad y susceptibilidad (PSA) debido a que puede basarse en datos cualitativos, tiene un historial de uso en otras pesquerías, y ha sido recomendado por varias organizaciones como estrategia razonable para evaluar el riesgo (Patrick et al. 2010). Patrick et al. (2010) evaluaron seis pesquerías de EE. UU. cuyas actividades estaban dirigidas a capturar 162 stocks que exhibían diversos grados de productividad y susceptibilidad, y cuyos datos presentaban diferencias de calidad. Patrick et al. (2010) concluyeron que el PSA permitía diferenciar entre la vulnerabilidad de los stocks a lo largo del gradiente de los índices de susceptibilidad y productividad. El PSA puede utilizarse como una herramienta flexible capaz de incorporar información específica de cada región sobre las actividades de la pesquería y su administración. Cope et al. (2011) realizaron un trabajo similar y encontraron que el PSA es una forma sencilla y flexible de incorporar medidas de vulnerabilidad en designaciones complejas del stock, al mismo tiempo que suministra información útil para priorizar el manejo del stock y el manejo complejo y específico.

Extrapolación (método Robin Hood)

Cuando se cuenta con datos limitados, o no se tienen datos sobre una población de peces o especie específica de una región, los administradores podrían tener que recurrir a métodos de extrapolación para orientar sus decisiones. A menudo, los stocks de poco valor tienen déficit de datos (Honey et al. 2010). En Australia, este método se conoce como el enfoque "Robin Hood" debido a que se toma información y conclusiones científicas en pesquerías con gran abundancia de datos y "provee" inferencias a las pesquerías con déficit de datos (Smith et al. 2009). Los datos podrían incluir: (1) el conocimiento local de las pesquerías y los usuarios de recursos; o (2) investigaciones científicas y conocimientos del ecosistema de sistemas "hermanos" que se cree son similares (Honey et al. 2010). La extrapolación de sistemas similares o especies relacionadas podría ofrecer un punto de inicio informado a partir del cual los administradores pueden desarrollar un método de manejo preventivo (Honey et al. 2010). En estas situaciones, se pueden extraer las características del historial de vida, los niveles de cultivo potencialmente sostenibles, la conducta de reproducción y otros datos a partir de poblaciones, sistemas o especies relacionados (Honey et al. 2010).

Métodos de toma de decisiones

Esquemas de árbol de decisiones

Los esquemas de árbol de decisiones brindan un marco sistemático y jerárquico para tomar decisiones que permiten ajustar la escala a cualquier contexto espacial, temporal o administrativo a fin de responder a una pregunta específica. El esquema de árbol de decisiones puede modificarse para atender a cualquier necesidad (Honey et al. 2010). Los esquemas de árbol pueden: identificar puntos de referencia en las características y la vulnerabilidad del stock (Cope y Punt 2009); promover un manejo a escala fina, transparente y local (Prince 2010); y aproximar y refinar un nivel adecuado de la captura total permitida (TAC) (Wilson et al. 2010).

Evaluación de la estrategia de administración

La evaluación de la estrategia de administración (MSE, por sus siglas en inglés) es un marco de modelado general ideado para evaluar el rendimiento de estrategias de administración alternativas para trabajar distintos objetivos (Honey et al. 2010). Este método simula la respuesta de la pesquería a distintas estrategias (*p. ej.*, distintos niveles de TAC, vedas por temporadas, u otras reducciones del esfuerzo pesquero) (Honey et al. 2010). Asumiendo que los datos cuentan con suficiente calidad, el MSE podría resultar útil para valorar la eficacia de distintas opciones de políticas (Honey et al. 2010).

Asimismo, un estudio de Dowling et al. (2008) desarrolló estrategias de cultivo para pesquerías con déficit de datos en Australia. Entre las estrategias figuraban: (i) el desarrollo de conjuntos de desencadenantes con niveles de respuesta conservadores, con datos en aumento progresivo y requisitos de análisis a niveles de respuesta superiores; (ii) la identificación de protocolos de recopilación de datos y análisis sencillos subsecuentes para evaluar de forma más óptima a la pesquería; (iii) el archivo de datos biológicos para posibles análisis futuros, y (iv) el uso de la administración espacial, ya sea como aspecto principal de la estrategia de captura o en conjunto con otras medidas (Honey et al. 2010).

Investigaciones en cooperación y coadministración para atender las situaciones con déficit de datos

Un estudio reciente de Fujita et al. (2010) identificó oportunidades de investigación para la cooperación y coadministración que permitiría complementar (aunque no remplazar) reglamentaciones impuestas a la pesquería. Han concluido que la administración y recopilación de datos mejorarían en el caso de las pesquerías pequeñas si estas comenzaran a hacer lo siguiente: recopilar datos en las escalas espaciales adecuadas; recopilar información a nivel local, mejorar la calidad de los datos y superar las restricciones al acceso a los datos; brindar una percepción del ecosistema a partir de una escala pequeña o local para ofrecer perspectivas nuevas y diferentes; reducir los conflictos entre las pesquerías, los científicos y las entidades reglamentarias; y mejorar la respuesta del manejo de las pesquerías a las necesidades locales. Fujita et al. (2010) sugieren que los científicos y administradores deben continuar desarrollando las estrategias de cooperación (*p. ej.*, investigaciones cooperativas y coadministración) e incluirlas en el marco de la administración.

Administración eficaz de una pesquería hacia una especie introducida

La administración eficaz de una pesquería hacia una especie introducida podría incluir:

- Estrategias de mitigación dirigidas a erradicar, a revertir el establecimiento, o a mantener un nivel de abundancia baja, según se considere apropiado y viable en cada caso.
- Estrategias de adaptación que propicien la recuperación de la especie afectada por la especie introducida.
- Medidas de contención, como pescar en las demarcaciones del stock para prevenir la propagación continua.
- O bien, disposiciones para prohibir la continua introducción de alguna otra especie foránea.

Apéndice 4 – Estrategias de reducción de la captura incidental

Por lo general, las pesquerías deben abordar la captura incidental por medio de las siguientes estrategias:

- llevar un seguimiento de las tasas de captura incidental (uso del grado de cobertura indicado de observadores).

- Contar con algún tipo de evaluación científica de los efectos en las poblaciones que sufren captura incidental.
- Incorporar estrategias que garanticen que la captura incidental se vea reducida al mínimo, tales como:
 - hacer cumplir de manera eficaz y adecuada los límites de captura incidental;
 - clausurar lugares de mucha pesca o implementar vedas por temporadas;
 - promover modificaciones eficaces en el equipo, tales como dispositivos BRD, TED, etc.;
 - adoptar estrategias de reducción de la captura incidental, como lances nocturnos;
 - emplear las mejores técnicas de administración disponibles que hayan demostrado ser eficaces para reducir las tasas de captura incidental en este sistema o en otro similar.

A continuación, se ofrece una síntesis y revisión de la eficacia de diversas estrategias de reducción de la captura incidental a partir de fuentes bibliográficas primarias. Para poder considerarse "sumamente eficaz", deben estar implementadas todas las medidas requeridas y al menos una medida primaria.

Las fuentes de aves marinas son Løkkeborg (2008) (conclusiones generales y Tabla 3, incluida la eficacia porcentual de algunos estratos de modificación/región) y SBWG 2010 (Anexos 3-8). *Las medidas secundarias podrían resultar útiles en conjunto con las medidas primarias. Las fuentes de tortugas son FAO 2009 (Tabla 1 y pág. 79) y Gilman y Lundin (2008) (Tabla 3). Las fuentes para modificaciones de las redes de arrastre de camarones son Eayers 2007 y Gillet 2008 (Recuadro 14). Los tiburones y mamíferos marinos provienen de Gilman y Lundin (2008) (Tabla 3). Puede encontrarse información general sobre las tecnologías de pesca en <http://www.fao.org/fishery/en>, así como una lista de literatura relacionada con la reducción de la captura incidental en: <http://www.bycatch.org/articles>.

Equipo/taxón/modificación	Medida primaria/secundaria*	Eficacia/apuntes
Estrategias generales (válidas para todos los equipos/taxones)		
Seguimiento y cumplimiento	Requisito	Diferencia considerable entre eficacia experimental y eficacia en el mundo real. "Tres temas comunes para la implementación exitosa de medidas de reducción de la captura incidental incluyen la colaboración continua entre la industria pesquera, los científicos y los administradores de recursos; la observación previa y posterior a la implementación, y el cumplimiento de las medidas por medio de la aplicación de las normas y los incentivos" (Cox, Lewison et al. 2007)(Cox, Lewison et al. 2007).
Evitar zonas con alto índice de captura incidental	Primaria	Vedas por área/temporada. Suelen ser muy eficaces, aunque lo son más cuando se basan en datos, como los datos de etiquetado o de captura incidental. Tal vez son solo una medida de mitigación secundaria para aves (Løkkeborg 2008). Alternativamente, moverse cuando las tasas de interacción sean altas. Eficaz entre todas las pesquerías, en especial con comunicación con la flota. Los cierres de un taxón sin una reducción acorde en los esfuerzos pesqueros incrementan la captura incidental de otros taxones.
Límites a la captura incidental	Primaria	<i>P. ej.</i> , la pesquería se cierra cuando se excede el límite.

Cuotas por captura incidental, estrategias de mitigación compensatorias por captura incidental de especies marinas (CMSMB, por sus siglas en inglés)	Secundaria, cuando mucho	No resulta eficaz. "Podríamos concluir que, en general, el método CMSMB tiene poco potencial de resultar beneficioso, y un potencial importante de resultar perjudicial si se implementa para resolver la mayoría de los problemas de captura incidental de las pesquerías. En particular, el método CMSMB tiene probabilidades de ser eficaz solo cuando se aplica a especies de corta vida y sumamente fecundas (no característico en la mayoría de las especies afectadas por la captura incidental) y a pesquerías que toman pocas especies no objetivo de la pesca, y en especial pocas especies que no son aves marinas (no característico en la mayoría de las pesquerías). Así, el método CMSMB aparenta tener una aplicación limitada y solo debe implementarse tras una evaluación rigurosa en cada caso específico; de otro modo, tiene el potencial de acelerar declives en las especies marinas que están actualmente amenazadas debido a la captura incidental de las pesquerías" (Finkelstein, Bakker et al. 2008). Podría ser útil, pero solo como medida suplementaria (Žydelis, Wallace et al. 2009).
Palangre pelágico		
Aves marinas (albatros y petreles)	Óptima	No es una solución única para evitar la mortalidad incidental de aves marinas en pesquerías pelágicas de buques palangreros. El método más eficaz es combinar las redes con gallardetes, las brazoladas con lastres y el lance nocturno. Se siguen las prácticas óptimas de lance y recogida (<i>p. ej.</i> , SRWG 2010).
Lance nocturno	Primaria	Eficacia demostrada en el Hemisferio Sur. Los gallardetes y las brazoladas con lastre también deben utilizarse al interactuar con aves nocturnas u operaciones pesqueras en noches de luna.
Gallardetes/líneas espantapájaros	Primaria	Eficacia demostrada en el Atlántico norte. Debe combinarse o substituirse por brazoladas con lastre en el Pacífico norte. Las líneas combinadas deben estudiarse más a fondo. No se recomienda una configuración ligera.
Brazoladas con lastre	Primaria	Debe combinarse con otras medidas.
Manejo del descarte de vísceras	Secundaria	Aún no se ha establecido pero se piensa que ayuda.
Lance lateral	Secundaria	No se ha investigado lo suficiente; ha habido dificultades operativas en algunas embarcaciones. Eficaz en Hawái en conjunto con cortina de aves y brazoladas con lastre. Las conclusiones de la investigación japonesa es que debe combinarse con otras medidas. No se ha probado en el Hemisferio Sur.
Disparador de línea y tensión de línea madre, cebo artificial, cebo vivo, cebo descongelado	-	No se recomienda.
Rampa de lance submarino, diseño del anzuelo, disuasivos olfativos, cebo con tinte azul	-	Investigaciones insuficientes. Cebo con tinte azul podría solo ser eficaz con cebo de calamar. Los resultados no se reproducen entre los distintos estudios.
Tortugas		
Remplazo de anzuelos en J y de atún con anzuelos circulares	Primaria	Anzuelo circular ancho con grado compensatorio ≤ 10 .
Cambio de cebo	Primaria	Uso de pescado en lugar de calamar.

Lance profundo	Primaria	Calar el equipo más al fondo que las profundidades donde abundan las tortugas (40 a 100 m).
Colocación de cebo en el anzuelo	Primaria	Atravesar el cebo con el anzuelo una sola vez en lugar de múltiples veces.
Cambios cronológicos	Primaria	Reducir tiempo de inmersión y recogida durante las horas del día.
Luces en el equipo	Secundaria	Uso de varas lumínicas intermitentes en lugar de uso continuo de equipo no lumínico.
Prácticas de manejo y descarte	Primaria	Para reducir la mortalidad de las tortugas atrapadas.
Tiburones		
Cambio de cebo	Primaria	Pescado en lugar de calamar.
Prohibir líneas madre de alambre	Primaria	
Lance más profundo	Primaria	Evitar aguas superficiales.
Repelentes de tiburón	-	Investigaciones insuficientes.
Anzuelos circulares		
Mamíferos marinos		
Anzuelos débiles, disuasivos, irrupción de la ecolocación	-	Investigaciones insuficientes.
Otros peces de aleta (incluidos los peces blanco juveniles)		
Anzuelos circulares		Podría ayudar a reducir la mortalidad de los peces vela y atunes.
Mariscos		
No son problemáticos		
Palangre de fondo (muchas medidas similares al palangre pelágico)		
Aves marinas (albatros y petreles)	Óptima	No es una solución única para evitar la mortalidad incidental de aves marinas en pesquerías de buques palangreros demersales. Combinación no especificada: asumir gallardetes, lance con lastre y nocturno, o método de palangre chileno (palangre vertical con tasas de sumergido sumamente rápidas; se considera eficaz incluso sin otras medidas; se usa de manera extendida en aguas sudamericanas y del Atlántico suroeste). Se siguen las prácticas óptimas de lance y recogida (<i>p. ej.</i> , SRWG 2010).
Gallardetes/líneas espantapájaros	Primaria	Eficaz, pero debe usarse debidamente (los gallardetes se ubican sobre los anzuelos sumergidos). Mejor al combinarse con, <i>p. ej.</i> , lance nocturno, uso de lastres, control de vísceras.
Palangre con lastre	Primaria	Debe combinarse con otras medidas, en particular el lance por la borda, el control de despojos o el lance nocturno.
Lance nocturno	Primaria	Igual que en la pesca pelágica.
Cortina de recogida (reduce el acceso de las aves cuando se está recogiendo el palangre)	Secundaria	Puede ser eficaz, pero debe usarse de manera estratégica, pues algunas aves pueden habituarse. Debe usarse con otras medidas.

Control de descargas de despojos (descarga de despojos de manera homogénea al momento del lance)	Secundaria	Debe usarse en combinación, <i>p. ej.</i> , con gallardetes, lastres o lance nocturno.
Lance lateral	Secundaria	No se ha investigado lo suficiente; ha habido dificultades operativas en algunas embarcaciones.
Diseño del anzuelo, disuasivos olfativos, rampas de lance subacuático, cebo con tinte azul, cebo descongelado, uso de calador de palangre	-	No se ha investigado lo suficiente. Cebo con tinte azul, cebo descongelado y uso de calador de palangre no relevantes en equipo demersal.
Tortugas, tiburones, mamíferos, otros peces de aleta, mariscos		
Véanse palangres pelágicos		
Arrastre		
Aves marinas (albatros y petreles)	Óptima	Se ha hecho muy poco trabajo sobre las medidas de mitigación de la captura incidental de aves marinas en pesquerías con redes de arrastre (pelágicas y demersales). No se cuenta con una solución única para evitar la mortalidad incidental de las aves marinas en las pesquerías que usan redes de arrastre. La medida más eficaz es el control del descarga de vísceras y descartes, por medio de la conservación total de todos los desechos o "mealing" (la conversión de despojos en harina de pescado para reducir la descarga a agua de sumidero), más palangres con lance por la borda. La eficacia de otras medidas de control de vísceras, como menudeo y descarga de desechos por tandas, no es clara.
Control de desechos limitado	Requisito mínimo para modificador +	Sin descarga de despojos o desechos durante la tirada y la recogida.
Reducir los azotes del cable con cables espantapájaros o gancho de polea	Primaria	Se recomiendan los espantapájaros incluso cuando hay medidas de control de despojos o desechos establecidas. Se recomienda gancho de polea solo en teoría.
Reducir los enredos de las redes por medio de los lazos de las redes, lastres y limpieza de estas		Se recomienda solo en teoría.
Cobertura de redes	-	No se recomienda.
Tamaño reducido de la malla, espantapájaros acústicos, espantapájaros del cable de arrastre, ahuyentadores de aves, conos en los cables de arrastre	-	Su eficacia no se ha establecido.

Tortugas		
Dispositivo de exclusión de tortugas (TED)	Primaria	Cualquier modificación a la red de arrastre para reducir la captura de tortugas, principalmente en redes de arrastre de camarones tropicales y subtropicales. Suele consistir en una cuadrícula o malla de aberturas grandes diseñada para evitar que las tortugas accedan al capo. Los únicos diseños aprobados para su uso en las pesquerías de camarones en aguas templadas de EE. UU. son los TED rígidos (es decir, "TED rígidos con parrilla en forma de caja", como TED de NMFS, TED de Coulon y Cameron, "TED rígidos de una sola parrilla", como la Matagorda, Georgia o TED Super Shooter, y la TED Weedless), así como la TED suave Parker (esta última solo en aguas costa afuera y costeras en Georgia y Carolina del Sur). Los TED rígidos cuyo uso no esté aprobado para pesquerías de camarones se utilizan en pesquerías que usan redes de arrastre de fondo para pescar lenguado de verano en el Atlántico. Los TED deben usarse en conjunto con trampillas de escape, que también varían en tamaño y diseño. Pueden encontrarse más detalles sobre los TED y diseños de trampillas y las reglamentaciones estadounidenses en Eayers (2007).
Tiburones		
TED		Los TED suelen permitir que animales grandes puedan escapar, <i>p. ej.</i> , tiburones (Belcher y Jennings 2010). Sumamente variable en función del tipo de red y TED utilizado. El BRD (dispositivo excluidor de peces) no cambió nada (ojo de pez).
Mamíferos marinos		
TED/BRD		Las rejillas suelen permitir que los animales grandes puedan escapar.
Otros peces de aleta		
Dispositivo excluidor de peces (BRD): Separadores de la pesca		Un BRD se refiere a cualquier modificación diseñada con el objetivo principal de excluir la captura incidental de las redes de arrastre de camarones. Entre los tipos de diseño de separadores de la pesca se incluyen rejillas rígidas (<i>p. ej.</i> , la rejilla Nordmore), y paneles de malla suaves fijadas a un ángulo interior de la red de arrastre, así como el dispositivo excluidor de juveniles y basura (JTED), que tiene una rejilla o malla con un diseño que cubre parte del interior de la red de arrastre. Las rejillas rígidas suelen considerarse más eficaces que los paneles blandos. Se desconoce la eficacia de los JTED.
BRD: Trampillas de escape de nadadores activos		Diseñados para los peces que nadan vigorosamente para escapar de manera activa (los camarones son nadadores más pasivos). La mayoría se ubica en el capo (<i>p. ej.</i> , ojo de pez y pecera), aunque otros pueden encontrarse en el cuerpo de la red de arrastre (ventana de malla cuadrada, panel de malla cuadrado compuesto, sección de escape radial).
BRD: Capo de malla cuadrado		La malla cuadrada se queda abierta al arrastre de la corriente (al contrario de la malla de diamante).
Asistente de BRD		<i>P. ej.</i> , el cono. Estimula a los peces a que nadan hacia adelante a través de la trampilla de escape, como el ojo de pez, la ventana de malla cuadrada o la sección de escape radial.
Red de arrastre sin cubierta		La inclusión de tamaños de malla mayores en las alas superiores y el panel de la red superior inmediatamente detrás de la relinga de corchos, en conjunto con una altura reducida de la relinga superior, promueve el escape de las especies de peces como el eglefino y el blanqueado en y alrededor de la boca de la red.

Modificación de la jarcia		Forma triangular o en diamante recortada en la parte superior del capo (<i>p. ej.</i> , orejera), cambios en la configuración de las cadenas del fondo, reducción de la altura de la relinga superior, longitud del cordel estirada entre la puerta de red para ahuyentar a los peces, gran barrera de malla que atravesase la boca de la red y cortes amplios en el panel superior de la red por encima del capo.
Jarcia semipelágica		Evitar el contacto con el lecho marino.
Separador de la red de arrastre (red de Rhule)		Reduce la pesca de bacalao en redes de arrastre de efleginos al separar la pesca y liberar al bacalao de la red.
Mariscos		
TED		Los TED suelen permitir que los animales más grandes se escapen (medusas). Los TED orientados hacia abajo también podrían permitir que los invertebrados bentónicos escapen.
BRD <i>p. ej.</i> , rejilla Nordmore		¿Eficaz para medusas?
Modificación de la jarcia		Los barridos más largos entre la puerta de red y la red de arrastre pueden reducir la captura incidental de invertebrados.
Jarcia semipelágica		Evitar el contacto con el lecho marino.
Otro		
BRD		Caballitos de mar, serpientes marinas en pesquerías de camarón australianas
Red de enmalle		
Aves marinas		Menos investigaciones que para las redes de arrastre.
Alertas visuales y acústicas	-	Los emisores de ultrasonidos también pueden reducir la captura incidental de aves marinas (1 estudio en Lokkeborg 2008). Paneles de alta visibilidad (porción superior o a cuadros), líneas de corcho más sumergidas para las especies buceadoras de aguas superficiales, supervisión de redes (Wiedenfeld 2015).
Tortugas		
Usar redes de más bajo perfil	Primaria	Reduce el enredo pues la red es más rígida. Buena para redes demersales y de corriente.
Uso de sogas de amarre	Negativo	Afloja la red, lo cual incrementa las probabilidades de enredo (en lugar de enmallado).
Calar redes en forma perpendicular a la costa	-	Investigaciones insuficientes. Podría reducir la interacción con hembras que están empollando.
Uso de disuasiones	-	Investigaciones insuficientes. Emisores de ultrasonidos, silueta de tiburón, luces o productos químicos.
Lance profundo	-	Investigaciones insuficientes. Evitar la columna de agua superior (por encima de 40 m).
Tiburones		
Se desconoce		
Mamíferos marinos		
Emisores de ultrasonidos		Dispositivos acústicos para alejar a los cetáceos (y posiblemente a los pinnípedos) de las redes. La eficacia parece variar considerablemente en función de la pesquería y especie de cetáceo: http://cetaceanbycatch.org/pingers_effectiveness.cfm
Mariscos		
Líneas de boya débiles		
Tamaño de la malla		

Red de cerco		
Aves marinas		
No son problemáticos.		
Tortugas		
Evitar tortugas	Primaria	Evitar rodear a las tortugas. Restringir el lance en los FAD, leños y otros desechos.
Uso de diseños de FAD modificados	-	Investigaciones insuficientes.
Tiburones		
Evitar tiburones	Primaria	Evitar el lance en FAD, leños, otros desechos y las ballenas. Evitar puntos críticos.
Repelentes de tiburón	-	Para implementación en dispositivos FAD. Investigaciones insuficientes.
Uso de diseños de dispositivos FAD modificados.	-	Investigaciones insuficientes.
Mamíferos marinos		
Maniobra de retroceso, panel Medina, implementación de rescatadores	Primaria	
Evitar mamíferos		Restringir el lance en mamíferos.
Otros peces de aleta		
Cuadrículas de segregación	-	Investigaciones insuficientes.
Evitar peces de aleta		Restringir el lance en los FAD.
Mariscos		
No son problemáticos.		
Nasas y trampas		
Tortugas		
BRD	Primaria	<i>P. ej.</i> , la tortuga espalda de diamante en pesquería con nasas de cangrejo azul en Florida (Butler and Heinrich 2005).
Mamíferos marinos		
Palangres débiles	Primaria	<i>P. ej.</i> , ballena franca glacial, pesquería de langostas del NE.
Peces de aleta, invertebrados		
BRD	Primaria	

Apéndice 5 – Impacto del equipo de pesca en el sustrato

A fin de poder valorar las pesquerías en términos de sus efectos en los hábitats conforme a los criterios de Seafood Watch®, elaboramos una matriz para ayudar a determinar los posibles efectos que el equipo de pesca puede tener en diversos tipos de hábitat. La matriz se elaboró con base en trabajos similares realizados por el New England Fisheries Management Council (NEFMC 2010) y Pacific Fisheries Management Council (PFMC 2005).

El NEFMC (2010) creó un "modelo de lecho marino de área de barrido" (SASI, por sus siglas en inglés) para valorar la susceptibilidad del hábitat y la información de recuperación. La susceptibilidad y recuperación se puntuaron (0-3) con base en información encontrada en la literatura científica y complementada con análisis profesionales cuando los resultados de las investigaciones resultaban deficientes o incongruentes.

"La **vulnerabilidad** se definió como la combinación de cuán susceptible es la característica a un efecto del equipo y con cuánta rapidez puede recuperarse después del impacto de una pesca. La **susceptibilidad** se definió como el cambio en porcentaje en valor funcional de un componente del hábitat debido a un efecto del equipo, y la **recuperación** como el tiempo en años que haría falta para que el valor funcional de esa unidad del hábitat se restaure (ASFMC 2010)".

La PFMC (2005) creó una escala de sensibilidad del hábitat similar (0-3) que representa la sensibilidad relativa de distintos hábitats a distintos tipos de efectos producto del equipo. La sensibilidad de los hábitats del PFMC (2005) se basó en los efectos en sí reportados en la literatura científica.

El impacto relativo por equipo y tipo de hábitat utilizados para la matriz de Seafood Watch® se basó en la suma de los valores de sensibilidad y recuperación a partir de tablas elaboradas por la NEFMC (2010) (substratos) y el PFMC (2005) (biógeno). La NEFMC (2010) excluyó a los corales de aguas profundas con tiempos de recuperación extremos. Los valores de los corales de aguas profundas en esta matriz constituyen la suma de las puntuaciones de sensibilidad y recuperación de PFMC (2005). Entre otros hábitats biógenos que no se incluyeron en las tablas de datos de la NEFMC (2010) figuran las praderas marinas, los corales de esponja (en lugar de las esponjas individuales) y los lechos de marl. Debido a la lenta recuperación e importancia de estos tipos de hábitats, se les ha dado el mismo valor que a los hábitats de esponjas y de coral, todo lo cual se cataloga como "biógeno".

Hall-Spencer y Moore (2000) examinó los efectos de la irrupción provocada por la pesca en los lechos de marl. Los lechos de marl se componen de algas calcáreas y forman hábitats complejos con un alto grado de complejidad. Los conjuntos de especies asociadas tienen una alta diversidad (Hall-Spencer y Moore, 2000). Hall-Spencer y Moore (2000) demostraron que cuatro años después de la pesca inicial con redes de fondo de ostiones, algunos tipos de fauna, como el bivalvo *Limaria hians*, aún no había recolonizado las huellas de la red. De forma similar, investigaciones de Sainsbury et al. (1998; en Kaiser et al. 2001) sugiere que las tasas de recuperación podrían exceder los quince años en el caso de los hábitats de esponja y coral fuera de las costas de Australia.

El equipo de dragado hidráulico para pescar almejas se cataloga como un equipo sumamente preocupante según Seafood Watch®. Hay muy pocos estudios sobre el impacto de este tipo de equipo, de modo que hemos recurrido a la opinión de expertos (NEFMC 2010). El equipo de dragado hidráulico se utiliza primordialmente en substratos de arena y gránulos y piedras debido a que no puede operarse en lodo o en hábitats rocosos (NEFMC 2010). Este tipo de equipo es eficaz para la pulverización o eliminación de sólidos y para aplanar la topografía del lecho marino (NEFMC 2010). Además, los hábitats donde se utiliza este tipo de equipo son muy susceptibles a los equipos de dragado hidráulico; la recuperación es moderada en promedio (NEFMC 2010). Esto lleva a que Seafood Watch® califique los equipos de dragado hidráulico como "sumamente preocupantes". Los equipos de dragado hidráulico no operan en hábitats de coral en aguas profundas ni otros hábitats biógenos.

Neckles et al. (2005) halló diferencias importantes en la biomasa de la zosteria marina entre puntos alterados y de referencia hasta siete años después del dragado. Los autores proyectaron que se requeriría una media de 10.6 años para que la densidad de la zosteria marina se recupere en áreas de dragado intenso.

Los cercos demersales no se evaluaron en los informes de Fuller et al. (2008), Chuenpagdee et al. (2003), NEFMC (2010) o PFMC (2005). Los cercos demersales incluyen la red danesa, la red de cerco escocesa de andanada y los cercos en pares. Estas redes de cerco son similares a algunos tipos de equipo de redes de arrastre del fondo en que tienen una red en forma de embudo con un burlón. Se suelen recoger con alambres o sogas, y aunque son más livianas que algunos tipos de equipo de arrastre del fondo, crean irrupciones el hábitat (Rose et al. 2000; Thrush et al. 1998; Valdemarason y Suuronen 2001). En una revisión de los efectos de la pesca con redes de arrastre (1992) se agruparon juntas las redes de arrastre del fondo, el dragado y las redes danesas como equipos con efectos similares en las especies bentónicas al evaluar los efectos ambientales de la pesca de fondo con redes de arrastre. Sin embargo, algunos estudios han demostrado que las redes danesas tienen un menor impacto en el sustrato en comparación con las redes de arrastre de fondo (Gillet 2008). Por lo tanto, en nuestra matriz se les da una puntuación intermedia como un tipo de equipo más dañino que los palangres de fondo y redes de enmalle de fondo, pero menos dañino que las redes de arrastre de fondo. Las redes de arrastre de viga tampoco se incluyen en los informes, aunque se consideraron similares a las redes de arrastre con puertas.

La matriz elaborada a partir de fuentes mencionadas anteriormente se muestran en la próxima página. Para usarse al evaluar a las pesquerías conforme a los criterios, estos datos se han resumido en categorías (bajo impacto, impacto moderado, moderado a grave, grave y muy grave) para simplificar el uso de la tabla.

Matriz de efectos sobre el hábitat: Efectos relativos por equipo y tipo de hábitat

	Mud		Sand		Granule-pebble		Cobble		Boulder		Deep-sea corals **
	low	high	low	high	low	high	low	high	low	high	
Line, Vertical (BL/2)	0.5	0.5	0.6	0.5	0.8	0.8	1.0	0.9	1.0	1.0	1.3
Longline, Bottom****	0.7	0.7	0.9	0.8	1.4	1.3	1.6	1.5	1.7	1.7	2.0
Trap (lobster and deep-sea red crab)	1.3	1.3	1.2	1.2	1.8	1.7	2.0	1.9	2.1	2.1	1.3
Gillnet, Bottom****	1.3	1.3	1.5	1.4	2.0	1.9	2.2	2.1	2.3	2.3	3.0
Bottom Longline, Gillnet	1.0	1.0	1.2	1.1	1.7	1.6	1.9	1.8	2.0	2.0	2.5
Seine, Bottom (BL,G+TBO/2)	1.8	1.7	2.0	1.9	2.5	2.3	2.7	2.5	2.6	2.6	3.6
Trawl, Shrimp (BS+TBO/2)	2.2	2.1	2.5	2.3	3.0	2.6	3.0	2.8	3.0	2.9	4.1
Trawl, Bottom Otter	2.6	2.4	2.9	2.7	3.4	2.9	3.4	3.1	3.3	3.2	4.6
Dredge, New Bedford Scallop	2.6	2.4	3.0	2.8	3.5	3.0	3.5	3.2	3.3	3.2	5.1
Dredge, Hydraulic Clam	n/a***		4.4	4.0	4.9	4.5	n/a***				
Explosives/Cyanide	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6

* Shrimp trawls tend to be lighter than bottom otter trawls for fish and do not need to touch the seabed to be effective.

** Most biogenic habitats (macroalgae, cerianthid anemones, polychaetes, sea pens, sponges, mussel and oyster beds) are incorporated into the scores for each substrate/gear combination in the table. NEFMC 2010 specifically excluded deep-sea corals. The numbers for deep-sea corals in this matrix are the sum of the sensitivity and (standardized) recovery scores in PFMC 2005. Other biogenic habitats that were not included in the NEFMC data tables include seagrass meadows, sponge reefs (rather than individual sponges) and maerl beds. Use the 'deep-sea corals' column for these habitats.

*** Scores not determined for hydraulic dredges in these habitats as the gear is assumed to not operate in them (NEFMC 2010).

**** NEFMC 2010 groups bottom longlines and gillnets as 'fixed gear' (not shown in table). These scores have been disaggregated here for substrate habitats only by adding 0.4 to the aggregated score for gillnets and subtracting 0.4 for longlines, based on the relative impacts shown in PFMC 2005 (i.e. that gillnets are generally more damaging than longlines).

Los valores anteriores son la suma de los valores de sensibilidad y recuperación en las tablas de la sección 5.2 en la parte 1 de (NEFMC 2010) (substratos) y las tablas 4 y 5 del Apéndice C, Parte 2 de (PFMC 2005) (biógeno). Los tipos de equipo en negro son del modelo de Impacto del Lecho Marino del Área de Barrido (SASI) usado para el proceso de EFH de la NEFMC (NEFMC 2010). Los tipos de equipo en rojo se derivan de los que están en negro. Los tipos de sustrato se explican por sí solos, excepto que el lodo incluye la arcilla y la arena fangosa, y las piedras incluyen a las rocas. El régimen energético se utiliza aquí como valor representativo de alteración natural, con el umbral límite entre una estabilidad baja y alta en 60 m de profundidad. La mayoría de los hábitats biógenos (macroalgas, anémonas ceriántidas, poliquetos, plumas de mar, esponjas, mejillones y camas de ostras) se incorporan en las puntuaciones por cada combinación de sustratos o equipo en la tabla. En NEFMC (2010) se excluyó en concreto a los corales de aguas profundas con tiempos de recuperación extremos. Los valores de los corales de aguas profundas en esta matriz constituyen la suma de las puntuaciones de sensibilidad y de recuperación (estandarizadas) de PFMC (2005). Entre otros hábitats biógenos que no se incluyeron en las tablas de datos de la NEFMC figuran las praderas marinas, los corales de esponja (en lugar de las esponjas individuales y los lechos de marl. Usar la columna "corales de aguas profundas" en estos hábitats.

Apéndice 6 – Tabla de modificación de equipo para equipos de fondo

Protección espacial

Reducir la huella ecológica de la pesca por medio de la administración espacial puede ser una de las formas más eficaces de mitigar el impacto ecológico de la pesca con equipos que dañan el hábitat (Lindholm et al. 2001; Fujioka 2006). La relación entre el efecto del equipo, la huella espacial de la pesca y el esfuerzo pesquero (*es decir*, frecuencia del impacto) es compleja (Fujioka 2006) y no puede cuantificarse con precisión por medio de los análisis de Seafood Watch®. No obstante, los criterios deben dar cuenta de los beneficios de los esfuerzos de protección del hábitat conservadores ajustando la puntuación del hábitat. Los umbrales para ajustar la puntuación del hábitat debido a la protección del mismo según el tipo de equipo utilizado en la pesquería (50 % protegidos para calificar como "fuerte mitigación" y 20 % protegidos para calificar como "mitigación moderada") se basan en las recomendaciones de administración espacial que se encuentran en la bibliografía científica, según indica Auster (2001). Auster recomienda el uso del principio preventivo cuando un nivel umbral de 50 % del área de administración del hábitat se ve afectado por la pesca, con un mínimo de 20 % de las regiones en agrupaciones representativas y las características del paisaje protegidas en los MPA a fin de mantener al mínimo el impacto sobre las especies vulnerables y los hábitats delicados.

En la tabla a continuación se incluyen ejemplos de modificaciones de equipo que se piensa tienen una eficacia moderada para reducir el impacto en el hábitat, con base en estudios científicos. Esta tabla se revisará de manera continua a medida que surjan nuevos estudios científicos. Las fuentes principales de la tabla actual son He (2007) y Valdemarsen, Jorgensen et al. (2007).

Equipo	Modificación
Redes de arrastre con puerta	La jarcia de las redes de arrastres semipelágica (puertas de arrastre, barridos y bridas del fondo, y también incluye modificaciones como bridas y barridos cortos, que se usan con más frecuencia para camarones, langostas del género <i>nephrops</i> y otras especies que no se logran guiar con nubes de arena y bridas debido a una habilidad deficiente en el nado).
	Redes de arrastre sin barrido/jarcia de arrastre cuasipelágicas (las puertas de arrastre permanecen en contacto con el lecho marino, y el resto del equipo en su mayoría no tocan suelo, <i>p. ej.</i> , los actinopterigios de Nueva Inglaterra, los peces planos de Alaska y el pargo del Golfo en Australia).
	Equipo de tierra más liviano (<i>p. ej.</i> , menos carretes).
	Uso de rodillos en lugar de burlones.
	Modificaciones a la puerta de arrastre, como un aspecto alto (huella menor), curvatura (por lo general para uso eficiente del combustible) o puertas suaves (<i>p. ej.</i> , equipo de tierra que abre por sí solo).

Apéndice 7 – Métodos de evaluación con datos limitados

Este apéndice ofrece orientación sobre cuáles métodos de evaluación con datos limitados podrían ser adecuados para consideración en el Criterio 1. Pautas de la normativa de Comercio Justo de EE. UU., apéndice B, tabla 1.

Observación: Estas pautas se proporcionan con fines ilustrativos únicamente. Quedan por elaborarse pautas adicionales. Hacen falta comentarios de expertos e interpretación según el caso para garantizar que el indicador de evaluación sea el adecuado en el contexto de la pesquería específica, y la interpretación debe tener en cuenta los factores o cambios específicos en la pesquería que pueden incidir en los resultados (*p. ej.*, factores impulsados por la demanda que afecten el tamaño de la pesca).

Indicador de evaluación	Resultado positivo	Resultado negativo
Proporción de densidad del área pescada/sin pescar ⁷	Todos los peces >0.8 Peces maduros >0.6	Todos los peces <0.8 Peces maduros <0.6
Mortalidad por pesca vs. mortalidad natural	Mortalidad por pesca < mortalidad natural	Mortalidad por pesca > mortalidad natural ⁸
Tasa potencial de desove (SPR)	SPR ≥ 40 % ⁹	SPR ≤ 40 % ⁹
Porcentaje de peces maduros en la pesca ¹⁰	>90 %	<90 %
Porcentaje de peces capturados en la longitud óptima ¹¹	>90 % dentro de +/- 10 % de la longitud óptima	<90 % dentro de +/- 10 % de la longitud óptima
Porcentaje de megarreproductores en la pesca ¹²	<10 % si el objetivo de administración es que no se pesquen megarreproductores ¹³ 30-40 % si se piensa que la pesca refleja la estructura de edades y tamaños del stock ¹⁴	>10 % si el objetivo del marco de administración es cero pesca de megarreproductores ¹³ <20 % si se piensa que la pesca refleja la estructura de edades y tamaños del stock ¹⁴
Cambio en la longitud promedio ¹⁵	La longitud promedio se queda igual.	La longitud promedio se reduce.

⁷ Podría no aplicarse a lugares donde las zonas con pesca vedada no se aplican del todo. Babcock y MacCall, 2011.

⁸ Podría no ser un indicador de desempeño adecuado para depredadores de nivel trófico alto con bajos índices de mortalidad natural.

⁹ Aplicable a peces de aleta en crecimiento o de reproducción lenta. Consultar la bibliografía publicada para determinar el SPR adecuado para los invertebrados y otras especies de crecimiento rápido.

¹⁰ Froese, 2004

¹¹ La longitud óptima es la longitud en que el número de peces en una clase de año sin pescar dado multiplicado por su peso medio individual es el máximo (Froese, 2004), en otras palabras, el tamaño en que la cohorte alcanza el MSY (Cope y Punt 2009, Froese et al. 2008, Froese 2004).

¹² Los megarreproductores son peces de longitud óptima más 10 % (Froese, 2004).

¹³ Aplicable si el objetivo del marco de administración es cero pesca de megarreproductores.

¹⁴ Aplicable si los datos de la pesca reflejan la estructura de edades y tamaños del stock.

¹⁵ Si la pesquería es sumamente estocástica, utilizar un promedio continuo de los últimos tres a cinco años al calcular la longitud promedio.

Cambio en el CPUE ¹⁶	El CPUE es estable o incrementa con el tiempo.	El CPUE se reduce con el tiempo.
---------------------------------	--	----------------------------------

Los indicadores de desempeño de su pesquería podrían ser más altos o más bajos que los que se muestran aquí, en particular en casos en que se han realizado estudios específicos del lugar y la especie que indiquen puntos de referencia óptimos distintos. Además, algunos indicadores podrían amoldarse mejor o peor a ciertas especies. Por ejemplo, estudios han demostrado que el SPR basado en la longitud es un indicador muy apto para las pesquerías de langosta, y la proporción de densidad es un buen indicador de la condición del stock para especies más sedentarias, como los bivalvos. Es importante elegir indicadores y puntos de referencia adecuados para las especies de su pesquería.

¹⁶ Asegurar que el esfuerzo pesquero esté delineado por tipo de equipo para evitar mezclar datos entre distintos tipos de equipo de pesca.

Apéndice 8 – Historial de revisión del documento

Se realizaron revisiones menores a este documento el 12 de febrero de 2016 para mayor claridad y para abordar algunos asuntos que se identificaron durante pruebas piloto del Análisis de Productividad-Susceptibilidad. Las revisiones incluyen las siguientes:

- Revisiones al método de Análisis de Productividad-Susceptibilidad (modificado del método del Consejo de Liderazgo Marino):
 - Determinamos que los analistas necesitaban más pautas para valorar los atributos de "susceptibilidad" dentro del PSA, de modo que el texto dentro de las tablas de PSA se revisó para que fuera más claro (en su mayoría basado en pautas halladas en otras partes de los documentos MSC), y sugerir valores predeterminados que puedan usarse en casos donde haya datos limitados.
 - Asimismo, determinamos que el atributo de "selectividad", según lo redactado, no abarca del todo los problemas de las pesquerías que puedan tener un impacto extendido sobre una población sin captura de juveniles; por ejemplo, las pesquerías donde se explotan de forma marcada a los adultos de gran tamaño y fecundos (p. ej., algunas pesquerías de tiburón de aleta azul) o cuyo objetivo son las agregaciones de desove (p. ej. algunas pesquerías de peces de arrecife) se calificarían en la categoría de bajo riesgo (1) por selectividad y recibirían bajas puntuaciones de vulnerabilidad en general (incluso para la mayoría de las especies con baja productividad). A fin de que nuestro método sea más cauteloso y más aplicable a una amplia gama de estrategias de pescado, editamos la redacción del atributo de "selectividad" para atender estos problemas.
- Revisiones a las pautas para valorar las especies del Criterio 2
 - Reconocimos que en muchos análisis, podría haber un amplio número de especies sin evaluar recogidas bajo el Criterio 2, y que el esfuerzo de analizar cada una de estas usando un Análisis de Productividad-Selectividad sería algo prohibitivo para los analistas. Además, en estos casos con déficit de datos el uso del PSA para estas especies no brinda información alguna que sea significativamente más concluyente que el uso de nuestra matriz de captura incidental desconocida. Por lo tanto, hemos proporcionado pautas para que cuando no haya análisis del stock o no se cuenta con suficientes datos de las especies del Criterio 2, estas deban agruparse por taxón y cada taxón deberá puntuarse usando la Matriz de captura incidental Desconocida. Esto formaliza un método que se ha utilizado en situaciones complejas y aquellas con déficit de datos en el pasado. Observación: en revisiones posteriores se reinstauró el proceso de uso del Factor 1.1 y el método PSA. Ver a continuación.
 - Las matrices de captura incidental desconocida en el caso de taxones vulnerables, que estaban pendientes de finalización con base en los comentarios de los revisores expertos, aún no se han finalizado.
- Otras revisiones: Se realizaron revisiones menores a la redacción de las tablas del Criterio 3 (administración) para darles más claridad.

Se realizaron revisiones menores en octubre de 2016 para mejorar la claridad y el uso de los criterios. Estos cambios se presentaron en un periodo de comentarios públicos y se finalizaron en nuestra reunión de múltiples partes interesadas. Las revisiones incluyeron lo siguiente:

- Criterio 1
 - La redacción y organización del Factor 1.1 se revisó para aclarar que no hace falta un PSA si la especie está clasificada en la categoría "preocupación mínima" de la IUCN (se calificará como preocupación moderada si se desconoce su situación), o si hay métodos con limitaciones de datos que sugieran una mala situación del stock (se calificará en la categoría de preocupación alta si se desconoce su situación).
 - Se añadió texto de aclaración al Factor 1.2 para indicar que el analista solo debe considerar que una pesquería podría no "contribuir de manera sustancial" para las especies del Criterio 2, y que se requieren puntos de referencia acorde a las recomendaciones del comité especial Lenfest Forest Fish para las especies de peces forrajeros.
 - Se incorporó texto nuevo a la metodología de PSA para que fuera congruente con la normativa de salmónidos, incluida la adición del factor de "hábitat" para "productividad" y pautas adicionales para el factor de "selectividad" bajo Susceptibilidad.
- Criterio 2
 - Las pautas se editaron de modo que los analistas deben continuar usando el método del Factor 1.1, incluido un PSA, para las especies pescadas accidentalmente de las que se tenga conocimiento, pero no se hayan analizado. El uso de la matriz de captura incidental desconocida se mantuvo en el caso de las tortugas marinas, aves marinas, mamíferos marinos y tiburones con un impacto desconocido en términos de mortalidad por pesca, y esta matriz UBM se puede obviar si los datos lo justifican.
 - La tabla de captura incidental de mamíferos marinos se simplificó eliminando las columnas innecesarias.
- Criterio 3
 - Se modificó el texto del Factor 3.1 para aclarar que >70 % de las especies principales objeto de la pesca en una pesquería de múltiples especies debe gestionarse debidamente para una puntuación altamente eficaz o moderadamente eficaz, y que es ineficaz si >30 % de la especie no cumple con las pautas.
 - La redacción en la categoría de preocupación moderada para el Factor 3.3 se revisó para brindar una mejor orientación en el caso de pesquerías con déficit de datos, de modo que la supervisión y evaluación se evalúen relativo al impacto potencial de la pesquería y su estrategia de administración.

- Criterio 4
 - Se añadió texto a la categoría de "preocupación moderada" del Factor 4.2 para calificar a una pesquería con posibles cascadas tróficas o impacto similar (p. ej., la pesquería pesca especies con un papel clave en el ecosistema), donde hay algún EBFM establecido, pero necesita mejoras.
- Otras revisiones
 - La definición de contribuidor substancial se revisó levemente para centrarse en la consideración de una administración o de estrategias que reduzcan el impacto.
 - Se añadió el coral a la lista de taxones que se consideran especies de alta vulnerabilidad.

Appendix References

Appendix 1

Botsford, L. W., and A. M. Parma. 2005. Uncertainty in Marine Management. Pages 375-392 in E. A. Norse and L. B. Crowder, editors. *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington, DC.

Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:734-750.

Clark W. G. 2002. $F_{35\%}$ revisited ten years later. *North American Journal of Fisheries Management* 22:251-257.

Froese, R., T.A. Branch, A. Proelß, M. Quaas, K. Sainsbury, and C. Zimmermann. 2010. Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries*: doi:10.1111/j.1467-2979.2010.00387.x

Goodman, D., M. Mangel, G. Parkes, T. Quinn, V. Restrepo, T. Smith and K. Stokes. 2002. Scientific Review of The Harvest Strategy Currently Used in The Bsaí and Goa Groundfish Fishery Management Plans, North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, AK. 153 p. Available at: http://www.fakr.noaa.gov/npfmc/misc_pub/f40review1102.pdf

Honey, K.T., J.H. Moxley and R.M. Fujita. 2010. From rags to fishes: data-poor methods for fishery managers. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions* 1:159-184.

ICES 2010. General context of ICES advice. Available at <http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/2010/2010/Introduction%20for%20Advice.pdf>

Kell, L. T., Pastoors, M. A., Scott, R. D., Smith, M. T., Van Beek, F. A., O'Brien, C. M., and Pilling, G. M. 2005. Evaluation of multiple management objectives for Northeast Atlantic flatfish stocks: sustainability vs. stability of yield. *ICES Journal of Marine Science* 62:1104-1117.

Mace, P.M. and M.P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough? pp 101–118 in S.J. Smith, J.J. Hunt and D.Revered (eds.) *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 120. National Research Council of Canada.

Myers R. A., K. G. Bowen and N. J. Barrowman. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:2404-2419

New Zealand Ministry of Fisheries. 2008. Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries. 25 p. Available at: <http://fs.fish.govt.nz/Doc/16543/harveststrategyfinal.pdf.ashx>

O'Farrell, M.R. and L.W. Botsford. 2006. Estimation of change in lifetime egg production from length frequency data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:1626-1639.

Phipps, K.E., R. Fujita, and T. Barnes. 2010. From paper to practice: incorporating new data and stock assessment methods into California fishery management. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions* 1:159-184.

Roughgarden, J. and F. Smith. 1996. Why fisheries collapse and what to do about it. *Proceedings of the National Academies of Science (USA)* 93:5078-5083

Appendix 2

Abraham, E., J. Pierre, et al. 2009. Effectiveness of fish waste management strategies in reducing seabird attendance at a trawl vessel 95 (3): 210-219

Ancha, L. 2008. Mediterranean and Black Seas Regional Assessment. In: Division of Marine Science and Conservation, Nicholas School of the Environment. Duke University Beaufort, NC, p. 58.

Anderson, O.R.J., C.J. Small, J.P. Croxall, E.K. Dunn, B.J. Sullivan O. Yates, et al. 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research* 14:91-106.

Archer, F.I., J.V.Redfern, T. Gerrodette, S.J. Chiversand W.F. Perrin, W.F. 2010. Estimation of relative exposure of dolphins to fishery activity. *Marine Ecology Progress Series* 410:245-255.

Aylesworth, L. 2009. Oceania Regional Assessment - Pacific Island Fisheries and Interactions with Marine Mammals, Seabirds and Sea Turtles. In: Division of Marine Science and Conservation, Nicholas School of the Environment. Duke University Beaufort, NC, p. 432.

Alverson, D.L., M. H. Freeberg, J. G. Pope, and S. A. Murawski. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 339. Rome, FAO. 233p.

Baird, S.J., E. Bradford. 2000. Factors that may have influenced the capture of NZ fur seals (*Arctocephalus forsteri*) in the west coast South Island hoki fishery, 1991–1998. *NIWA Technical Report* 92. 35 p.

Baum, J.K. and R. A. Myers. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters* 7:135–145.

Baum, J.K., R. A. Myers, D. G. Kehler, B. Worm, S. J. Harley, and P. A. Doherty. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299:389–392.

Bensley, N., J. Woodhams, H.M. Patterson, M. Rodgers, K. McLoughlin, I.C. Stobutzki, et al. 2010. 2009 Shark assessment report for the Australian National Plan of Action for the conservation and management of sharks. Bureau of Rural Sciences, Government of Australia.

Birdlife International. 2011. <http://www.birdlife.org/action/science/species/seabirds/index.html>

BirdLife International 2010. *Marine Important Bird Areas - Priority for the Conservation of Biodiversity*. Cambridge, UK: BirdLife International. ISBN 978-0-946888-74-0.
<http://www.birdlife.org/community/wp-content/uploads/2010/10/marineIBAs.pdf>.

Bjorkland, R. 2009. The Caribbean Ocean. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna. Duke University Beaufort, NC.

Bjorkland, R. and R. Bjorkland. 2013a. A review of bycatch of large marine vertebrates in global fisheries, section 1: Seabirds. In: Monterey Bay Aquarium Seafood Watch Monterey, CA.

Bjorkland, R. and R. Bjorkland. 2013b. A review of bycatch of large marine vertebrates in global fisheries, section 2: Marine mammals. In: Monterey Bay Aquarium Seafood Watch Monterey, CA.

Bjorkland, R. and R. Bjorkland. 2013c. A review of bycatch of large marine vertebrates in global fisheries, section 3: Sea Turtles. In: Monterey Bay Aquarium Seafood Watch Monterey, CA.

Bjorkland, R. and R. Bjorkland. 2013d. A review of bycatch of large marine vertebrates in global fisheries, section 4: Sharks. In: Monterey Bay Aquarium Seafood Watch Monterey, CA.

Brothers, N., A.R. Duckworth, C. Safina, and E.L. Gilman. 2010. Seabird bycatch in pelagic longline fisheries is grossly underestimated when using only haul data. PLOS One, 5, e12491. doi: 12410.11371/journal.pone.0012491.

Camhi, M.D., S. V. Valenti, S. V. Fordham, S. L. Fowler, and C. Gibson. 2009. The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark *Red List Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x + 78p.

Carboneras Malet, C. 2009. Draft Guidelines for reducing by catch of seabirds in the Mediterranean region. In: Mediterranean Action Plan, United Nations Environment Programme - UNEPDEPI/MED WG331/12 Floriana, Malta.

Chuenpagdee, R., L. E. Morgan, et al. 2003. Shifting gears: Assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and Environment* 1(10): 517-524.

Chapple, T.K., S. J. Jorgensen, S. D. Anderson, P. E. Kanive, A. P. Klimley, L. W. Botsford, and B. A. Block. 2011. A first estimate of white shark, *Carcharodon carcharias*, abundance off Central California. *Biological Letters* 00:1-3.

Cramer, K.L., W.L. Perryman, and T. Gerrodette. 2008. Declines in reproductive output in two dolphin populations depleted by the yellowfin tuna purse seine fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 369, 273-285.

Curry, B.E. 1999. Stress in mammals: the potential influence of fishery-induced stress on dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean. In: NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-2760. NOAA La Jolla, CA.

Dawson, S.M. 1991. Incidental catch of Hector's dolphin in inshore gillnets. *Marine Mammal Science* 7:286-295.

Dufresne, S.P., A. Grant, W. S. Norden, and J. Pierre. 2007. Factors affecting cetacean bycatch in a New Zealand trawl fishery. DOC Research and Development series 282. 18pp.

- Dulvy, N.K., J. K. Baum, S. Clarke, L. J. V. Compagno, E. Corte's, A. Domingo, et al. 2008. You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation*. 18: 459–482.
- Ferretti, F., Myers, R.A., Serena, F. & Lotze, H.K. 2008. Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 22:952–964.
- Fertl, D. and S. Leatherwood. 1997. Cetacean interactions with trawls: a preliminary review. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22:219–248.
- Filippi, D., S. Waugh, and S. Nicol. 2010. Revised spatial risk indicators for seabird interactions with longline fisheries in the Western and Central Pacific. In: West and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC-SC6-2010/EB-IP 01 Nukualofa, Tonga.
- Francis, M.P. and M.H. Smith. 2010. Basking shark *Cetorhinus maximus* bycatch in New Zealand fisheries, 1994-95 to 2007-08. In: New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 49. Ministry of Fisheries Wellington, New Zealand.
- Francis, M.P. and P. Sutton. 2012. Possible factors affecting bycatch of basking sharks *Cetorhinus maximus* in New Zealand trawl fisheries. In: Department of Conservation, Contract No. 4346 Wellington, New Zealand.
- Fuller, S.D., C Picco, et al. 2008. How we fish matters: Addressing the ecological impacts of Canadian fishing gear. Ecology Action Centre, Living Oceans Society, and Marine Conservation Biology Institute. 25pp.
- Gallagher, A.J., E.S. Orbesen, N. Hammerschlag, and J.E. Serafy. 2014. Vulnerability of oceanic sharks as pelagic longline bycatch *Global Ecology and Conservation* 1:50-59.
- Gillman, E., S. Clarke, N. Brothers, J. Alfaro-Shigueto, J. Mandelman, J.C. Mangel. et al. 2008. Shark interactions in pelagic longline fisheries *Marine Policy* 32:1-18.
- Graham, K.J., N. L. Andrew, and K. E. Hodgson. 2001. Changes in relative abundance of sharks and rays on Australian south east fishery trawl grounds after twenty years of fishing. *Marine and Freshwater Research*, 52:549–61.
- Hall, M. and M. Roman. 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. In: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 568 Rome.
- Icelandic Ministry of Fisheries and Agriculture Fishing Gear-Danish Seine. Accessed on January 20, 2011. <http://www.fisheries.is/fisheries/fishing-gear/danish-seine/>
- James, K., C., R.L. Lewison, P.W. Dillingham, K. Alexandra Curtis, and J.E. Moore. 2015. Drivers of retention and discards of elasmobranch non-target catch. *Environmental Conservation*, doi: 10.1017/S0376892915000168.

Karpouzi, V., R. Watson, and D. Pauly. 2007. Modelling and mapping resource overlap between seabirds and fisheries on a global scale: a preliminary assessment. *Marine Ecology Progress Series* 343:97-99.

Kelez, S. 2009. The Eastern Tropical Pacific. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

Kiszka, J. and R. van der Elst. 2015. Elasmobranchs sharks and rays: A review of the status, distribution and interaction with fisheries in the Southwest Indian Ocean. In: *Offshore Fisheries of the Southwest Indian Ocean: their status and the impact on vulnerable species* ed. van der Elst, R. South African Association for Marine Biological Research, Oceanographic Research Institute Durban, South Africa, pp. 365-389.

Lawson, T. 2011. Estimation of catch rates and catches of key shark species in tuna fisheries of the western and central Pacific Ocean using observer data. In: *Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC-SC7-2011/EB-IP-02*. available at www.wcpfc.int/doc/eb-ip-02/estimation-catch-rates-key-shark-species-tuna-fisheries-western-and-central-pacific-ocean-pohnpei, Federated States of Micronesia.

Lewison, R.L., L.B. Crowder, B.P. Wallace, J.E. Moore, T. Cox, R. Zydelis, et al. 2014. Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:5271-5276.

Mapping the World's Sea Turtles. 2011.

http://www.gearthblog.com/blog/archives/2011/07/mapping_the_worlds_sea_turtles.html?utm_source=feedburner&utm_medium=feed&utm_campaign=Feed%3A+GoogleEarthBlog+%28Google+Earth+Blog%29

McCarthy, P., S.L. McDonald, and L. Lester. 2009. The Southern Ocean. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

McCarthy, P. and R. Zydelis. 2009. Southeast Asia. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

McDonald, S.L., K.C. James, R.L. Lewison, and L.B. Crowder. 2013. Demographic, geographic, and behavioral correlates of fisheries bycatch in marine mammals worldwide Duke University, Nicholas School of the Environment, pp. 1-27.

Moore, J.E. 2009. West Africa. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

Moore, J.E., W.P. Wallace, R.L. Lewison, R. Zydelis, T.M. Cox, and L.B. Crowder, L.B. 2009. A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Marine Policy* 33:435-451.

Morizur, Y., S.D. Berrow, N. J. C. Tregenza, A. S. Couperus, and S. Pouvreau. 1999. Incidental catches of marine mammals in pelagic trawl fisheries of the northeast Atlantic. *Fisheries Research* 41:297-307.

Myers, R.A., J. K. Baum, T. Shepherd, S. P. Powers, and C. H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* 315:1846–1850.

Myers, R.A. & Worm, B. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 360:13–20.

Myrick, A.C. and P.C. Perkins. 1995. Adrenocortical color darkness and correlates as indicators of continuous acute premortem stress in chased and purse-seine captured male dolphins. *Pathophysiology* 2:191-204.

Oliver, S., M. Braccini, S.J. Newman, and E.S. Harvey. 2015. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy* 54.

Paleczny, M., E. Hammill, V. Karpouzi, and D. Pauly. 2015. Population trend of the world's monitored seabirds, 1950-2010. *PLOS One*, DOI: 10.1371/journal.pone.0129342.

Palsson, O.K. 2003. A length-based analysis of haddock discards in Icelandic Fisheries. *Fisheries Research* 59: 437-446.

Pompa, S., P. P. Ehrlich, G. Ceballos. 2011. Global distribution and conservation of marine mammals. *Proceedings of the National Academies of Science (USA)*.
www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073/pnas.1101525108/-/DCSupplemental.

ProjectGloBAL 2009a. The Southwest Atlantic Ocean. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

ProjectGloBAL 2009b. The West Indian Ocean. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

ProjectGloBAL 2009c. The Western Indian Ocean. In: Project GloBAL Regional Assessment of Marine Megafauna Bycatch. Duke University Beaufort, NC.

Read, A.J., P. Drinker, and S. Northridge. 2006. Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology* 20:163-169.

Reeves, R.R., P. Berggren, E.A. Crespo, N. Gales, S.P. Northridge, G. Notarbartolo di Sciara, et al. 2005. Global priorities for reduction of cetacean bycatch. Report to the World Wide Fund for Nature. [Available at <http://assets.panda.org/downloads/topninereportenglish.pdf>], p. 29 pp.

Reeves, R.R., K. McClellan, and T.B. Werner. 2013. Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research* 20:71-97.

Rowe, S. J. 2007. A review of methodologies for mitigating incidental catch of protected marine mammals. DOC Research & Development Series 283. 48pp.

Slooten, E. and S.M. Dawson. 2010. Assessing the effectiveness of conservation management decisions: likely effects of new protection measures for Hector's dolphin *Cephalorhynchus hectori*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30:334-347.

Smith, Z., M. Gilroy, M. Eisenson, E. Schnettler, and S. Stefanski, S. 2014. Net loss: The killing of marine mammals in foreign fisheries. In: NRDC Report R:13-11-B Washington, D.C.

South Australian Sardine Industry Association 2012. Code of Practice for mitigation of interactions of the South Australian Sardine Fishery with threatened, endangered, and protected Species. In: ABN 81 758 910 055 ed. South Australian Sardine Industry Association, i Australia.

Stewart, K.R., R.L. Lewison, D.C. Dunn, R.H. Bjorkland, S. Kelez, P.N. Halpin, et al. 2010. Characterizing fishing effort and spatial extent of coastal fisheries. *PLOS One*: e14451. doi:14410.11371/journal.pone.0014451.

Suazo, C.G., L.A. Cabezas, C.A. Moreno, J.A. Arata, G. Luna-Jorquera, A. Simeone, et al. 2014. Seabird bycatch in Chile: A synthesis of its impacts, and a review of strategies to contribute to the reduction of a global phenomenon. *Pacific Seabirds* 41:1-12.

Sullivan, B.J., P. Brickle, T.A. Reid, D.G. Bone and D.A.J. Middleton. 2006. Mitigation of seabird mortality on factory trawlers: trials of three devices to reduce warp cable strikes, *Polar Biology* 29:745–753.

SWOT (State of the World's Sea Turtles). 2011. <http://seamap.env.duke.edu/swot>

van der Elst, R. and B. Everett. 2015. Offshore fisheries of the Southwest Indian Ocean: their status and the impact on vulnerable species. In: Oceanographic Research Institute, Special Publication 10. South African Association of Marine Biological Research.

Vögler, R., A.C. Milessi, and R.A. Quiñones. 2008. Influence of environmental variables on the distribution of *Squatina guggenheim* Chondrichthyes, Squatinidae in the Argentine–Uruguayan Common Fishing Zone. *Fisheries Research* 91:212-221.

Wallace, B.P., R. L. Lewison, S. L. McDonald et al. 2010. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters* 3:1-21.

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

Watling, L. 2005. The global destruction of bottom habitats by mobile fishing gear. In: *Marine Conservation Biology, The science of maintaining the sea's biodiversity*. Ed by E. Norse and L. Crowder. pp198-210. Island Press.

Wanless, R.M. 2015. Seabirds. In: *Offshore Fisheries of the Southwest Indian Ocean: their status and the impact on vulnerable species* eds. van der Elst, R and Everett, B. South African

Association for Marine Biological Research, Oceanographic Research Institute Durban, South Africa.

Ward, P. and R. A. Myers. 2005. Shift in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology* 86:835–847.

Watkins, B.P., S.L. Petersen, and P.G. Ryan. 2008. Interactions between seabirds and deep-water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African waters. *Animal Conservation* 11:247–254.

Wiedenfled, D. 2015. Seabird Bycatch and Sustainable Fisheries. In: Solutions for Seafood ed. Webinar.

Weimerskirch, H, D. Capdeville, and G. Duhamel. 2000. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and longliners in the Kerguelen area, *Polar Biology* 23:236–249.

Wieneke, J. and G. Robertson. 2002. Seabird and seal—fisheries interactions in the Australian Patagonian toothfish, *Dissostichus eleginoides* trawl fishery. *Fisheries Research* 54:253–265

Žydelis, R., C. Small, and G. French. 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162:76–88.

Appendix 3

Cope, J. 2011. Personal Communication. National Marine Fisheries Service, Northwest Fisheries Science Center.

Cope, J., J. DeVore, E. J. Dick et al. 2011. An approach to defining stock complexes for U.S. west coast groundfishes using vulnerabilities and ecological distribution. *North Atlantic Journal of Fisheries Management* 31:589–604.

Cope, J. M. and A. E. Punt. 2009. Length-based reference points for data-limited situations: Applications and restrictions. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 1:169–186.

Dick, E.J and A.D. MacCall. 2010. Estimates of sustainable yield for 50 data-poor stocks in the Pacific coast groundfish fishery management plan. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-460. Available at: <http://swfsc.noaa.gov/publications/TM/SWFSC/NOAA-TM-NMFS-SWFSC-460.pdf>

Dowling, N.A., D. C. Smith, I. Knuckey et al. 2008. Developing harvest strategies for low-value and data-poor fisheries: Case studies from three Australian fisheries. *Fisheries Research* 94:380–390

Field, J., J. Cope and M. Key. 2010. A descriptive example of applying vulnerability evaluation criteria to California nearshore species. *Managing data-poor fisheries: Case Studies, Models and Solutions* 1:235–246

Fujita, R. M., K. T. Honey, A. Morris, H. Russell and J. Wilson. 2010. Cooperative strategies in fisheries management: Transgressing the myth and delusion of appropriate scale. *Bulletin of Marine Science* 86:251-271.

Honey, K.T., J. H. Moxeley, and R. M. Fujita. 2010. From rages to fishes. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions*. California Sea Grant College Program (1):159–184. ISBN number 978-1-888691-23-8

Johannes, R. E. 1998. The case for data-less marine resource management: Examples from tropical nearshore fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 243–246.

MacCall, A. D. 2009. Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. – *ICES Journal of Marine Science* 66: 2267–2271.

NMFS. 2011. Assessment Methods for Data-Poor Stocks Report of the Review Panel Meeting National Marine Fisheries Service (NMFS) Southwest Fisheries Science Center (SWFSC) Santa Cruz, California April 25-29, 2011. Available at: http://www.pcouncil.org/wp-content/uploads/E2a_ATT6_DATAPOOR_RVW_JUN2011BB.pdf

Patrick, W. S., P. Spencer, O. Ormseth, J. Cope, J. Field, D. Kobayashi, T. Gedamke, E. Cortés, K. Bigelow, W. Overholtz, J. Link, and P. Lawson. 2009. Use of productivity and susceptibility indices to determine stock vulnerability, with example applications to six U.S. fisheries. U.S. Department of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-101, Seattle, WA

Patrick, W.S., P. Spencer, J. Link, et al. 2010. Using productivity and susceptibility indices to assess the vulnerability of United States fish stocks to overfishing. *Fishery Bulletin* 108:305–322.

Prince, J. D. 2010. Managing data poor fisheries: Solutions from around the world. *Managing data-poor fisheries: Case studies, models and solutions*. 1:3-20

Restrepo, V.R. and J. E. Powers. 1998. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. *ICES Journal of Marine Science* 56: 846–852.

Restrepo, V.R., G.G. Thompson, P.M. Mace, W.L. Gabriel, L.L. Low, A.D. MacCall, R.D. Methot, J.E. Powers, B.L. Taylor, P.R. Wade and J.F. Witzig. 1998. Technical Guidance on the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-137. 54pps.

Smith, D. et al. 2009. Reconciling approaches to the assessment and management of data-poor species and fisheries with Australia's Harvest Strategy Policy. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 1:244-254

Wilson, J. R., J. D. Prince and H. S. Lenihan. 2010. Setting harvest guidelines for sedentary nearshore species using marine protected areas as a reference. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 2:14-27.

Appendix 4

Belcher, C. N. and C. A. Jennings 2010. Identification and evaluation of shark bycatch in Georgia's commercial shrimp trawl fishery with implications for management. Fisheries Management and Ecology 18:104-112.

Butler, J. and G. Heinrich 2005. The Effectiveness of Bycatch Reduction Devices on Crab Pots at Reducing Capture and Mortality of Diamondback Terrapins and Enhancing Capture of Blue Crabs. NOAA Project Final Report, University of North Florida: 9.

Cox, T., R. L. Lewison, et al. 2007. Comparing effectiveness of experimental and implemented bycatch reduction measures: the ideal and the real. *Conservation Biology* 21:1155-1164.

Eayers, S. 2007. A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries, Revised Edition. Rome, FAO: 124.

FAO 2009. Guidelines to Reduce Sea Turtle Mortality in Fishing Operations. Rome, FAO: 139.

Finkelstein, M., V. Bakker, et al. 2008. Evaluating the potential effectiveness of compensatory mitigation strategies for marine bycatch. *PLoS ONE* 3:e2480.

Gillet, R. 2008. Global Study of Shrimp Fisheries. Rome, FAO.

Gilman, E. and C. Lundin 2008. Minimizing Bycatch of Sensitive Species Groups in Marine Capture Fisheries: Lessons from Tuna Fisheries, IUCN.

Hall, M. 1998. An ecological view of the tuna-dolphin problem: Impacts and tradeoffs. *Reviews of fish biology and fisheries* 8:1-34.

Løkkeborg, S. 2008. Review and assessment of mitigation measures to reduce incidental catch of seabirds in longline, trawl and gillnet fisheries. Rome, FAO: 33.

SBWG 2010. Report of the Third Meeting of the Seabird Bycatch Working Group. Mar del Plata, Argentina, FAO ACAP.

Wiedenfeld, D. 2015. Seabird Bycatch and Sustainable Fisheries. In: Solutions for Seafood (ed. Webinar).

Žydelis, R., B. P. Wallace, et al. 2009. Conservation of Marine Megafauna through Minimization of Fisheries Bycatch. *Conservation Biology* 23:608-616.

Appendix 5

Chuenpagdee, R., L. E. Morgan, et al. 2003. Shifting gears: Assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and Environment* 1:517-524.

Fuller, S.D., C Picco, et al. 2008. How we fish matters: Addressing the ecological impacts of Canadian fishing gear. Ecology Action Centre, Living Oceans Society, and Marine Conservation Biology Institute. 25pp.

Gillet, R. 2008. Global Study of Shrimp Fisheries. Rome, FAO.

Hall-Spencer, J.M., and P.G. Moore, 2000. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. ICES Journal of Marine Science 57:1407-1415

Icelandic Ministry of Fisheries and Agriculture Fishing Gear-Danish Seine. Accessed on January 20, 2011. <http://www.fisheries.is/fisheries/fishing-gear/danish-seine/>

Jones, J.B. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 26:59-67

Kaiser, M.J., J. S. Collie, S. J. Hall, S. Jennings, I. R. Poiner. 2001. Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland. <ftp://ftp.fao.org/fi/document/reykjavik/pdf/12kaiser.PDF>

Neckles, H., F.T. Short, S. Barker, and B.S. Kopp. 2005. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. Marine Ecology Progress Series 285:57–73

NEFMC. 2010. Essential fish habitat (EFH) omnibus amendment. The swept area seabed impact (SASI) model: A tool for analyzing the effects of fishing on essential fish habitat. Part 1: literature review and vulnerability assessment. Newburyport, MA. 160 pp. <http://www.nefmc.org/habitat/index.html>

PFMC. 2005. Pacific coast groundfish fishery management plan for the California, Oregon and Washington groundfish fishery. Appendix C part 2. The effects of fishing on habitat: west coast perspective. PFMC Portland, OR. 48pp.

Rose, C., A. Carr, D. Ferro, R. Fonteyne, P. MacMullen. 2000. Using gear technology to understand and reduce unintended effects of fishing on the seabed and associated communities: background and potential directions. ICES Working Group on Fishing Haarlem, The Netherlands. 19pp.

Sainsbury, K.J., R. A. Campbell, R. Lindholm, and A. W. Whitlaw. 1998. Experimental management of an Australian multispecies fishery: examining the possibility of trawl-induced habitat modification. Global Trends: Fisheries Management (eds E. K. Pikitch, D. D. Huppert & M. P. Sissenwine), pp. 107–112. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Thrush, S.F., J.E. Hewitt, et al. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. Ecological Applications 8:866–879

Valdemarson, J.W., and P. Suuronen. 2001. Modifying fishing gear to achieve ecosystem objectives. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. 20pp.

Appendix 6

Auster, P. 2001. Defining Thresholds for Precautionary Habitat Management Actions in a Fisheries Context North American Journal of Fisheries Management 21:1–9

He, P. 2007. Technical measures to Reduce Seabed Impact of Mobile Fishing Gears, pp 141-179 in S. Kennelly (ed). Bycatch Reduction in the World's Fisheries.

Fujioka, J.T. 2006. A model for evaluating fishing impacts on habitat and comparing fishing closure strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:2330-2342.

Lindholm, J. B., P. J. Auster, M. Ruth, and L. S. Kaufman. 2001. Modeling the effects of fishing, and implications for the design of marine protected areas: juvenile fish responses to variations in seafloor habitat. *Conservation Biology* 15:424-437.

Valdemarsen, J., T. Jorgensen, et al. 2007. Options to mitigate bottom habitat impact of dragged gears. *FAO Fisheries Technical Paper*. 506.

Appendix 7

Babcock, E.A. and A. D. MacCall, A.D. 2011. How useful is the ratio of fish density outside versus inside no-take marine reserves as a metric for fishery management control rules? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:343-359.

Cope, J.M and A.E. Punt. 2009. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 1:169-186.

Fair Trade USA Capture Fisheries Standard Version 1.0. Available at:

http://fairtradeusa.org/sites/default/files/wysiwyg/filemanager/fish/FTUSA_CFS_Standard_1.0_EN_121914_FINAL.pdf

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2003. Fish Stock Assessment Manual. *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 393. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/006/x8498e/x8498e00.HTM>

Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5:86-91

Froese, R., A. Stern-Pirlot, H. Winker, and D. Gascuel. 2008. Size matters: How single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research* 92:231-241.