

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

OCTAVA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)

8-12 de mayo de 2017

DOCUMENTO SAC-08-07a

CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

ÍNDICE

1.	Introducción.....	1
2.	Impacto de las capturas.....	2
3.	Otra fauna.....	9
4.	Interacciones tróficas.....	12
5.	Ambiente físico.....	17
6.	Indicadores agrupados.....	20
7.	Evaluación de riesgos ecológicos.....	23
8.	Modelado de ecosistemas.....	27
9.	Acciones de la CIAT y el APICD relativas a consideraciones ecosistémicas.....	28
10.	Acontecimientos futuros.....	32

1. INTRODUCCIÓN

El Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (1995) estipula que los Estados y los usuarios de los recursos acuáticos vivos deberían conservar los ecosistemas acuáticos y establece que. Las medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no sólo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema¹. En 2001, la Declaración de Reikiavik sobre Pesca Responsable en el Ecosistema Marino elaboró esos principios con un compromiso de incorporar un enfoque ecosistémico en la ordenación de la pesca.

En consonancia con esos instrumentos, una de las funciones de la CIAT de acuerdo a la Convención de Antigua de 2003 es “adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas, con miras a mantener o restablecer las poblaciones de dichas especies por encima de los niveles en que su reproducción pueda verse gravemente amenazada”.

Por consiguiente, la CIAT ha tomado cuestiones ecosistémicas en cuenta en muchas de sus decisiones, y el presente informe sobre el ecosistema pelágico de alta mar del Océano Pacífico tropical y subtropical,

¹ El Código también dispone que las medidas de ordenación deberían asegurar que se mantenga la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y se protejan las especies en peligro y que los Estados deberían evaluar los impactos de factores ambientales sobre las poblaciones y especies objetivo que pertenecen al mismo ecosistema o estén asociados a las poblaciones objetivo, o sean dependientes de las mismas, y evaluar la relación entre las poblaciones en el ecosistema.

que constituye el hábitat de los atunes y peces picudos, ha estado disponible desde 2003 para ayudar en la toma de decisiones de ordenación. Esta sección brinda un panorama coherente, resumiendo los conocimientos del impacto directo de la pesca sobre varias especies y grupos de especies en el ecosistema, y presenta los conocimientos del medio ambiente y de otras especies que no son afectadas directamente por la pesca, pero podrían ser afectadas indirectamente mediante interacciones depredador-preso en la red alimenticia.

Este análisis no sugiere objetivos para la incorporación de consideraciones de ecosistema en la ordenación de las pesquerías de atunes o peces picudos ni nuevas medidas de ordenación. Su propósito principal es más bien brindar a la Comisión la oportunidad de asegurar que dichas consideraciones formen parte de su agenda.

Es importante tener en cuenta que la perspectiva que tenemos del ecosistema se basa en el pasado reciente; disponemos de muy poca información sobre el ecosistema antes de que comenzara la explotación. Además, el medio ambiente está sujeto a cambios en varias escalas temporales, entre ellas las conocidas fluctuaciones de El Niño y cambios a mayor plazo recientemente reconocidos, tales como la Oscilación Decadal del Pacífico y otros cambios climáticos.

Además de reportar las capturas de las especies principales de atunes y peces picudos, el personal reporta las capturas incidentales de especies no objetivo que son o retenidas o descartadas. En la presente sección, se presentan datos sobre dichas capturas incidentales en el contexto del efecto de la pesca sobre el ecosistema. Desgraciadamente, mientras que se cuenta con información relativamente buena para los atunes y peces picudos, no se dispone de información para la pesquería entera. La información es completa para los buques cerqueros grandes (de más de 363 toneladas de capacidad de acarreo) que llevan observadores bajo el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD), y se registra información sobre capturas retenidas también para otros buques cerqueros, barcos cañeros, y gran parte de la flota palangrera. Se dispone de cierta información sobre tiburones retenidos por partes de la flota palangrera. Se incluye información sobre especies no objetivo retenidas y descartadas en el caso de los cerqueros grandes, y se cuenta con esta información para unos pocos viajes por buques de menor tamaño. Se dispone de poca información sobre las capturas incidentales y descartes de otros buques pesqueros.

2. IMPACTO DE LAS CAPTURAS

2.1. Evaluaciones de especies individuales

En otros documentos preparados para esta reunión se presenta información sobre el efecto de la pesca atunera sobre las poblaciones de especies individuales en el Océano Pacífico oriental (OPO) y evaluaciones detalladas. Una perspectiva ecosistémica requiere un enfoque en cómo la pesca puede haber cambiado varios componentes del ecosistema. Las secciones 2.2 y [2.3](#) del presente informe presentan información sobre la biomasa actual de cada población considerada comparada con lo que hubiera sido en ausencia de la pesca. No hay medidas directas del tamaño de la población antes de que comenzara la pesca y, en todo caso, las poblaciones hubiesen variado entre años. Además, el tamaño de la población sin explotación podría ser afectado por la abundancia de los depredadores y las presas, la cual no es incluida en los análisis de las especies individuales.

2.2. Atunes

En los Documentos SAC-08-[04b](#), [04a](#), y [04c](#) se presenta información sobre los efectos de la pesca sobre los atunes aleta amarilla, patudo, y barrilete, respectivamente, y se presentará en esta reunión una actualización de los índices y una evaluación de nuevas estrategias de extracción para sobre el atún aleta azul del Pacífico. Se tratará el atún albacora en esta reunión. El Grupo de Trabajo sobre el atún albacora

del norte del ISC terminó su [evaluación de la población](#) en 2014; su próxima evaluación está prevista para 2017. En esta reunión se presentará una actualización sobre el albacora.

2.3. Peces picudos

En las secciones G a J del [Informe de la situación de la pesquería 14](#) de la CIAT se presenta información sobre los efectos de la pesca atunera sobre el pez espada, el marlín azul, el marlín rayado, y el pez vela. El personal de la CIAT realizó evaluaciones de población y o análisis de la estructura de la población para el pez espada (2007, estructura), marlín rayado del Pacífico oriental (2010, evaluación y estructura), marlín rayado del Pacífico noreste (2011, evaluación), pez espada del Pacífico sureste (2012, evaluación), y pez vela del Pacífico oriental (2013, evaluación). El grupo de trabajo del Comité Científico Internacional (ISC) para los atunes y especies afines en el Océano Pacífico norte realizó evaluaciones de las poblaciones de marlín azul del Pacífico (2016), pez espada del Pacífico norte (2014), y marlín rayado (2015).

2.3.1. Marlín negro y marlín trompa corta

No se han realizado recientemente evaluaciones de las poblaciones de estas especies, pero existen ciertos datos, publicados conjuntamente por científicos del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) del Japón y la CIAT en la serie de Boletines de la CIAT, que indican tendencias en las capturas, el esfuerzo, y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

2.4. Resumen

En las Tablas A-2a y A-2b del Documento [SAC-08-03a](#) se presentan las estimaciones preliminares de las capturas (incluyendo descartes de la pesca de cerco), en toneladas, de atunes, bonitos, y peces picudos en el OPO durante 2016.

2.5. Mamíferos marinos

En el OPO, se encuentran frecuentemente mamíferos marinos, especialmente delfines manchados (*Stenella attenuata*), tornillo (*S. longirostris*), y comunes (*Delphinus delphis*), asociados con atunes aleta amarilla de entre unos 10 y 40 kg. Los pescadores con red de cerco descubrieron que podían lograr las capturas máximas de aleta amarilla en el OPO si cercaran manadas de delfines asociadas con atunes, y luego liberaran los delfines sin dejar al pescado escapar. La mortalidad incidental de delfines en esta operación fue alta en los primeros años de la pesquería, y las poblaciones de delfines fueron reducidas de sus niveles sin explotación durante las décadas de 1960 y 1970. A partir de fines de la década de los 1980 la mortalidad incidental disminuyó precipitadamente, y ahora hay evidencias de una recuperación de las poblaciones. En la [Tabla 1](#) se detallan las estimaciones preliminares de la mortalidad de delfines ocasionada por la pesca en 2016. El personal de la CIAT es responsable de la evaluación de las poblaciones de delfines asociadas a la pesquería atunera de cerco, como base para los límites de mortalidad de delfines establecidos por el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD).

Los estudios de la asociación de atunes con delfines forman un componente importante del enfoque a largo plazo del personal para comprender las interacciones clave en el ecosistema. El grado al cual los atunes aleta amarilla y los delfines compiten por recursos, o si uno u otro se beneficia de la interacción, por qué los atunes se encuentran con mayor frecuencia asociados a delfines manchados y no con otros delfines, y por qué las especies se asocian más fuertemente en el Pacífico oriental tropical, constituyen información crítica, en vista de la gran biomasa de ambos grupos, y su altas tasas de consumo de presas. Se realizaron tres estudios para tratar estas hipótesis: un estudio de rastreo simultáneo de delfines manchados y atunes aleta amarilla, un estudio de interacciones tróficas que compara sus presas y patrones diarios de alimentación, y un estudio espacial de las características oceanográficas correlacionadas con la asociación atún-delfín. Estos estudios demostraron que la asociación no es ni permanente ni obligatoria, y que los beneficios de la asociación no se basan en ventajas alimenticias. Apoyan la hipótesis que una

especie, o ambas, reducen el riesgo de depredación mediante la formación de grupos grandes de especies mixtas. La asociación es más prevalente donde el hábitat de los atunes se encuentra comprimido a las aguas superficiales someras y cálidas de la capa de mezcla por la zona de oxígeno mínimo, una capa gruesa de aguas pobres en oxígeno debajo de la capa de mezcla. La asociación ha sido observada en áreas con condiciones oceanográficas similares en otros océanos, pero es más prevalente y consistente en el Pacífico oriental tropical, donde la zona de oxígeno mínimo es la más hipóxica y extensa del mundo.

Durante agosto-diciembre de 2006, científicos del Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU. realizaron un crucero de investigación como parte del proyecto STAR (*Stenella Abundance Research*). La meta principal de este estudio plurianual es investigar tendencias en el tamaño de las poblaciones de delfines que son capturadas incidentalmente en la pesquería de cerco en el OPO. Se tomaron datos de los estudios de transectos lineales a gran escala sobre la distribución y el tamaño y composición de manadas de cetáceos para estimar la abundancia de los delfines. Los datos oceanográficos son recolectados para caracterizar el hábitat y su variación a lo largo del tiempo. Los datos de la distribución y abundancia de los peces presa y los calamares, las aves marinas, y las tortugas marinas caracterizan toda-

vía más el ecosistema en el que viven estos delfines. El estudio de 2006 cubrió las mismas zonas y usó los mismos métodos que los estudios anteriores. Los datos del estudio de 2006 produjeron nuevas estimaciones de abundancia, y se analizaron de nuevo los datos previos para producir estimaciones revisadas, para 10 especies y/o poblaciones de delfines en el OPO entre 1986 y 2006. Las estimaciones de 2006 para el delfín manchado nordeste de altamar fueron algo mayores, y para el delfín tornillo oriental sustancialmente mayores, que aquéllas de los estudios previos en 1998-2000. Las estimaciones de incremento de estas dos poblaciones merma-

das, y del delfín manchado costero merma-

do, podrían indicar que se están recuperando, pero la población del delfín manchado de altamar occidental-sureño podría estar disminuyendo. Las estimaciones de abundancia de 1998-2006 de los delfines manchado costero, tornillo panza blanca, y de dientes rugosos (*Steno bredanensis*) mostraron una tendencia creciente, mientras que aquéllas de los delfines listado (*S. coeruleoalba*), común de hocico corto (*Delphinus delphis*), tonina (*Tursiops truncatus*), y de Risso (*Grampus griseus*), fueron generalmente similares a estimaciones previas obtenidas con los mismos métodos. Ya que NMFS no ha realizado más estudios desde 2006, durante 2014 y 2015 se realizó un modelado de las tendencias de la abundancia relativa de delfines usando datos de observadores a bordo de buques cerqueros. Se concluyó que es poco probable que los índices de abundancia relativa derivados de estos datos sean fiables para especies directamente asociadas al proceso de pesca (como los delfines en el OPO). Son no sólo susceptibles a los problemas usuales de cambios en el comportamiento de pesca, sino que también no existe una distinción clara entre un índice

TABLA 1. Mortalidad de delfines y otros mamíferos marinos ocasionada por la pesca en el OPO durante 2016.

Especie y población	Mortalidad incidental	
	número	toneladas
Delfín manchado de altamar		
Nororiental	127	8.3
Occidental/sureño	111	7.2
Delfín tornillo		
Oriental	243	10.8
Panza blanca	89	5.4
Delfín común		
Norteño	82	5.8
Central	36	2.6
Sureño	9	0.6
Otros mamíferos*	5	0.5
Total	702	41.2

*"Otros mamíferos" incluye las siguientes especies y poblaciones, con las mortalidades observadas correspondientes: delfines no identificados 4 (0.2 t) y delfín de Risso (*Grampus griseus*) 1 (0.3 t).

de la asociación atún-delfín y de la abundancia de delfines. Esta investigación, así como formas alternativas de dar seguimiento a las poblaciones de delfines, fueron publicadas en 2016². En 2016, se convocó un taller de la CIAT sobre métodos para dar seguimiento a la condición de las poblaciones de delfines del Océano Pacífico oriental tropical. El propósito del taller fue reunir expertos mundiales en el campo de estimación de abundancia de mamíferos marinos a fin de: 1) revisar la metodología de transectos lineales desde buques más reciente, y 2) discutir opciones alternativas apropiadas para las poblaciones de delfines del OPO, incluyendo el uso de imágenes de alta resolución de unmanned aircraft y genética de parentesco estrecho. [Aquí](#) se encuentran un informe y los documentos informativos del taller.

Científicos del NMFS han calculado estimaciones de la abundancia de varias otras especies de mamíferos marinos a partir de datos de cruceros de investigación realizados entre 1986 y 2000 en el OPO. De las especies no afectadas significativamente por la pesquería atunera, las ballenas piloto de aletas cortas (*Globicephala macrorhynchus*) y tres poblaciones de delfines comunes presentaron tendencias crecientes en abundancia durante esos 15 años. La mayor abundancia aparente de estos mamíferos podría haber causado una disminución en la capacidad de carga del OPO para otros depredadores que comparten su dieta, entre ellos el delfín manchado. La abundancia estimada de la ballena de Bryde (*Balaenoptera edeni*) también aumentó, pero coinciden muy poco las dietas de estas ballenas barbadas y de los depredadores de alto nivel afectados por las pesquerías. La abundancia estimada del delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) no demostró ninguna tendencia clara a lo largo del tiempo, y las estimaciones de abundancia del cachalote (*Physeter macrocephalus*) tendieron a disminuir durante 1986-2000.

Ciertos mamíferos marinos son afectados adversamente por la reducción en la disponibilidad de alimento durante eventos de El Niño, especialmente en ecosistemas costeros. Ejemplos documentados incluyen delfines y pinnípedos frente a Perú, pinnípedos en las Islas Galápagos, y ballenas de Bryde frente a Perú. Las ballenas grandes pueden desplazarse en reacción a cambios en la productividad y distribución de sus presas.

2.6. Tortugas marinas

Las tortugas marinas son capturadas en los palangres cuando toman el cebo en los anzuelos, se traban al dar accidentalmente con un anzuelo, o se enredan en una línea. Hay pocas estimaciones de la mortalidad incidental de tortugas causada por la pesca con palangre o red de trasmalle. En la [cuarta reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental de la CIAT](#) en enero de 2004 se informó que la captura incidental de tortugas en la pesquería palangrera japonesa en el OPO en 2000 consistió de 166 tortugas laúd (*Dermochelys coriacea*), de las cuales 25 estaban muertas, y unas 6,000 tortugas de todas las otras especies, principalmente golfinas (*Lepidochelys olivacea*), de las cuales aproximadamente la mitad estaba muerta. En la [sexta reunión del Grupo de Trabajo en febrero de 2007](#), se informó que la flota española de palangre de superficie que pesca pez espada en el OPO tuvo en promedio 65 interacciones y 8 mortalidades por millón de anzuelos durante 1990-2005. Es probable que las tasas de mortalidad sean similares para otras flotas que pescan atún patudo, y posiblemente mayores que aquellas flotas que pescan albacora y pez espada a menor profundidad. Unos 23 millones de los 200 millones de anzuelos calados cada año en el OPO por buques palangreros de aguas lejanas están dirigidos hacia el pez espada en palangres poco profundos. En mayo de 2017 tendrá lugar la [séptima reunión del grupo de trabajo](#), y se discutirán los informes de capturas incidentales e interacciones con tortugas marinas

Además, existe una flota considerable de buques palangreros artesanales que pescan atunes, peces picudos, tiburones y dorado (*Coryphaena* spp.) en el OPO. Desde 2005, miembros del personal de la CIAT y de

² Lennert-Cody, C.E., M.N. Maunder, P.C. Fiedler, M. Minami, T. Gerrodette, J. Rusin, C.V. Minte-Vera, M. Scott, and S.T. Buckland. 2016. Purse-seine vessels as platforms for monitoring the population status of dolphin species in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fisheries Research* 178: 101-113.

otras organizaciones, junto con los gobiernos de varias naciones costeras de Latinoamérica, han participado en un programa para reducir las tasas de enganche y la mortalidad de tortugas marinas en estas pesquerías. En la sección 8.2 se presenta información adicional sobre este programa.

Las tortugas marinas son capturadas ocasionalmente en redes de cerco en la pesquería atunera del OPO. La mayoría de las interacciones ocurren cuando las tortugas se asocian con objetos flotantes, y son capturados cuando el objeto es cercado; en otros casos, una red calada alrededor de un cardumen de atunes no asociados, o un cardumen asociado con delfines, captura tortugas marinas que están presentes. La tortuga golfina es, por mucho, la especie de tortuga marina capturada con mayor frecuencia por buques cerqueros; la siguen la tortuga verde (*Chelonia mydas*), y, muy ocasionalmente, las tortugas caguama (*Caretta caretta*) y carey (*Eretmochelys imbricata*). Desde 1990, cuando los observadores de la CIAT comenzaron a registrar esta información, se ha registrado mortalidad de solamente tres tortugas laúd (*Dermochelys coriacea*). Algunas tortugas no son identificadas por estar demasiado lejos del buque o porque no había suficiente luz para permitir al observador identificarla. A veces las tortugas marinas se enredan en malla debajo de dispositivos agregadores de peces (plantados) y se ahogan. En unos pocos casos, son sacadas del agua por el aparejo de pesca mientras están enmalladas, y pueden caer de la red de alturas considerables y ser heridas, o ser pasadas por la pasteca hidráulica. En la Tabla 2 se presentan las estimaciones preliminares de la mortalidad de tortugas, en número, causada por buques cerqueros grandes durante 2016, por tipo de lance (sobre objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), y delfines (DEL))

La pesca atunera de cerco es probablemente una causa de mortalidad de tortugas marinas menos importante que otros tipos de actividad humana, entre ellas el aprovechamiento de huevos y adultos, utilización de playas, contaminación, enmalle en detritos en el mar, ingestión de los mismos, y los impactos de otras pesquerías.

Las poblaciones de las tortugas golfina y caguama están clasificadas como vulnerables, las de las tortugas verde y caguama están designadas como en peligro, y las de carey y laúd como en peligro crítico, por la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).

2.7. Tiburones y otros peces grandes

Los tiburones y otros peces grandes son capturados por buques cerqueros y palangreros. El tiburón sedoso o jaquetón (*Carcharhinus falciformis*) es la especie de tiburón capturada con mayor frecuencia en la pesquería de cerco. Las pesquerías palangreras también capturan tiburones sedosos. Es necesario un análisis de ambas pesquerías para estimar el impacto de la pesca sobre la población o poblaciones.

Entre mayo de 2007 y junio de 2008 científicos de la CIAT y del NMFS realizaron un proyecto para obtener y archivar muestras de tejido de tiburones, rayas y otros peces grandes, para análisis genéticos. Se están usando los datos de las muestras archivadas en estudios de la estructura de las poblaciones de estos grupos a gran escala, información esencial para las evaluaciones de las poblaciones y que falta generalmente en todo el Océano Pacífico. Los resultados preliminares de un análisis del tiburón sedoso indica-

TABLA 2. Mortalidades de tortugas marinas ocasionadas por buques cerqueros grandes en el OPO durante 2016.

	Tipo de lance			Total
	OBJ	NOA	DEL	
Golfina	4	-	-	4
Verde del Pacífico oriental	-	-	-	-
Caguama	-	-	-	-
Carey	-	-	-	-
Laúd	-	-	-	-
No identificada	2	4	-	2
Total	4	4	-	6

ron que, para los fines de la ordenación, los tiburones sedosos en el OPO deberían ser divididos en dos poblaciones, una al norte y la otra al sur de la línea ecuatorial. Además, los resultados de un estudio de ADN mitocondrial en 2013 señalan una ligera divergencia genética entre los tiburones sedosos del Pacífico occidental y oriental, lo cual apoya una ordenación separada de estas dos poblaciones. Por contraste, una comparación exploratoria reciente de las tasas de captura de tiburón sedoso en las pesquerías de cerco del OPO y el Océano Pacífico Occidental y Central (OPOC) ([SAC-08-08a\(i\)](#)) muestra tendencias consistentes para los juveniles de la especie a través del Pacífico. Esto sugiere que podría existir cierto grado de conectividad de poblaciones de tiburones sedosos a través del Pacífico, y que podría ser necesario revisar los supuestos actuales acerca de la estructura de la población.

Existen evaluaciones o indicadores de condición de población (SSI) de tan sólo cuatro especies de tiburones en el OPO: sedoso (CIAT: [SAC-05 INF-F](#) , [SAC-08-08a\(i\)](#)), azul (*Prionace glauca*) ([Grupo de trabajo sobre tiburones del ISC](#)), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) ([Grupo de trabajo sobre tiburones del ISC](#)), zorro (*Alopias vulpinus*) (NMFS), y zorro ojón (*Alopias superciliosus*) Áreas mas allá de la jurisdicción nacional ([Proyecto Atún ABNJ](#)). Posteriormente en 2017, el [Proyecto Atún ABNJ](#) terminará una evaluación a escala del Pacífico del tiburón marrajo sardinero (*Lamna nasus*) en el hemisferio sur. Se ignoran los impactos de las capturas incidentales sobre las poblaciones de otras especies de tiburones en el OPO.

En la Tabla 3 se presentan las estimaciones preliminares de las capturas (incluidos los descartes de la pesquería de cerco), en toneladas, de tiburones y otros peces grandes en el OPO durante 2016 (aparte de aquéllos mencionados en lo anterior) por buques cerqueros grandes. No se dispone de datos completos de buques cerqueros pequeños, palangreros y otros.

Las tasas de captura de especies aparte de los atunes en la pesquería cerquera son diferentes para cada tipo de lance. Con unas pocas excepciones, las tasas de captura incidental son máximas en lances sobre objetos flotantes, seguidos por lances no asociados y, en un nivel mucho más bajo, lances sobre delfines. Las tasas de captura incidental de delfines son máximas en lances sobre delfines, seguidos por lances no asociados y, en un nivel mucho más bajo, lances sobre objetos flotantes. En general, las tasas de captura incidental de rayas (Mobulidae), y mantarrayas (Dasyatidae) son máximas en lances no asociados, seguidos por lances sobre delfines, y mínimas en lances sobre objetos flotantes, aunque en 2015 y 2016 la tasa de captura incidental fue mayor en los lances sobre delfines que en los lances no asociados. Debido a estas diferencias, es necesario seguir los cambios en la frecuencia de los distintos tipos de lance para poder interpretar los cambios en los datos de captura incidental. En la Tabla A-7 del Documento [SAC-08-03a](#) se detalla el número estimado de lances cerqueros de cada tipo realizados durante

TABLA 3. Capturas, en toneladas, de tiburones y otros peces grandes en el OPO por buques cerqueros grandes con observador a bordo, 2016

	Tipo de lance			Total
	OBJ	NOA	DEL	
Tiburón sedoso o jaquetón (<i>Carcharhinus falciformis</i>)	477	37	65	579
Tiburón oceánico punta blanca (<i>C. longimanus</i>)	4	<1	<1	4
Cornudas (<i>Sphyrna</i> spp.)	59	4	2	65
Tiburones zorro (<i>Alopias</i> spp.)	2	5	7	14
Otros tiburones	46	6	4	56
Mantarrayas (Mobulidae)	4	22	32	58
Raya látigo del Pacífico (Dasyatidae)	<1	<1	<1	1
Dorado (<i>Coryphaena</i> spp.)	1101	6	<1	1107
Peto (<i>Acanthocybium solandri</i>)	416	1	<1	417
Salmón (<i>Elagatis bipinnulata</i>) y jurel (<i>Seriola lalandi</i>)	53	6	8	67
Otros peces grandes	540	7	<1	547

1999-2016 en el OPO.

La reducción de la captura incidental es una meta de la ordenación pesquera ecosistémica. Un estudio publicado recientemente³ analizó la proporción de captura incidental a captura objetivo, en una gama de tamaños de lance. El estudio demostró que la proporción de captura incidental total a captura de atún y captura incidental de tiburón sedoso disminuyó a medida que aumentó el tamaño de lance. La proporción de captura incidental fue máxima en lances que capturan menos de 10 t.

En octubre de 2006, el NMFS convocó una reunión técnica sobre la reducción de la captura incidental en la pesquería de cerco en el OPO. Los asistentes apoyaron una propuesta de investigación de métodos para reducir la captura incidental de los tiburones, alejándolos de los objetos flotantes antes de calar la red. Apoyaron también una serie de experimentos de campo sobre aparejos y técnicas para reducir la captura incidental; incluirían modificación y manipulación de los plantados, una evaluación de indicadores de comportamiento y fisiológicos de estrés, y sacar los animales vivos de la red y de la cubierta (por ejemplo, rejillas clasificadoras, puertas de burbujas, y bombas de vacío). Una tercera idea fue usar los datos de la CIAT para determinar si los factores espaciales, temporales, y ambientales pueden ser usados para predecir las capturas incidentales en los lances sobre plantados y para determinar en cuál grado las vedas de temporada o zona serían eficaces para reducir dichas capturas incidentales.

Un [examen reciente de la captura incidental](#) (página 156) en las pesquerías cerqueras de atunes tropicales a escala mundial versó sobre las acciones y conceptos disponibles para reducir la captura incidental de tiburones. Estos incluyen vedas espaciales y estacionales, controles del esfuerzo, prohibición de descarga de tiburones, límites de tamaño para tiburones, cuotas de captura incidental de tiburones por buque, un mandato de liberar inmediatamente todo tiburón subido a bordo, establecer mejores procedimientos para tratar los tiburones durante la liberación, y la capacitación de las tripulaciones en estos procedimientos.

Se convocará la [séptima reunión del grupo de trabajo sobre captura incidental](#) antes de la octava reunión del Comité Científico Asesor, y se presentarán actualizaciones de las investigaciones de tiburones en el OPO.

El dorado (*Coryphaena hippurus*) es una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO. Es también capturado incidentalmente en la pesquería atunera de cerco en el OPO. Bajo la Convención de Antigua y su enfoque ecosistémico a la pesca, es por lo tanto apropiado que el personal de la CIAT estudie la especie, con miras a determinar el impacto de la pesca, y recomendar medidas de conservación apropiadas para este importante recurso en caso necesario. En este contexto, algunos Miembros de la CIAT costeros de la región han solicitado que se realice una investigación colaborativa con el personal de la CIAT para poder contar con información científica sólida para este propósito.

La CIAT celebró su [primera reunión técnica](#) sobre el dorado en 2014. La reunión tuvo tres objetivos: 1) promover la sinergia en los Miembros de la CIAT para una investigación regional del dorado en el OPO; 2) revisar la situación actual con respecto a los conocimientos del dorado e identificar los conjuntos de datos disponibles en las pesquerías/regiones del OPO; y 3) formular un plan de investigación colaborativa futura. Hasta la fecha, este esfuerzo colaborativo incluye: análisis de las estadísticas de captura comerciales disponibles, mejora de los programas de recolección de datos de campo, investigación de tendencias estacionales, e identificación de unidades de pesca. Además, se está analizando los datos de pesca de dorado disponibles de los Miembros de la CIAT y otras naciones a fin de desarrollar indicadores de condición de

³ Dagorn, L., J.D. Filmlalter, F. Forget, M.J. Amandé, M.A. Hall, P. Williams, H. Murua, J. Ariz, P. Chavance, and N. Bez. 2012. Targeting bigger schools can reduce ecosystem impacts of fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1463-1467

población (SSI) que potencialmente podrían formar una base para un asesoramiento sobre la ordenación de la especie en el OPO (ver [SAC-05-11b](#)). Se continuó el trabajo en 2015, y se celebró una [segunda reunión técnica](#) con el objetivo de contestar dos preguntas importantes: 1) ¿cuáles supuestos acerca de la estructura del stock son razonables para una ordenación regional del dorado?; y 2) ¿a cuáles indicadores de condición del stock se debe dar seguimiento como base para el asesoramiento científico para la ordenación regional? Las colaboraciones permitieron al personal de la CIAT producir una evaluación exploratoria de la población ([SAC-07-06a\(i\)](#)) y una evaluación de estrategias de ordenación (MSE) exploratoria ([SAC-07-06a\(ii\)](#)) para el dorado en el Océano Pacífico sudeste. En 2016, se celebró una [tercera reunión técnica](#), y los participantes discutieron (1) la priorización de la recolección de datos de pesquerías de datos escasos, (2) indicadores de condición de población potenciales para pesquerías de datos escasos, y (3) la evaluación de necesidades de fuentes de datos e indicadores de condición de población usando herramientas de MSE.

3. OTRA FAUNA

3.1. Aves marinas

Hay aproximadamente 100 especies de aves marinas en el OPO tropical. Algunas aves marinas se asocian con depredadores epipelágicos cerca de la superficie del agua, tales como peces (especialmente atunes) y mamíferos marinos. Estos depredadores arrear a las presas a la superficie para atraparles en la interfaz entre el agua y el aire, donde las aves las pueden alcanzar. La mayoría de las especies de aves marinas capturan sus presas a menos de medio metro de la superficie del mar o en el aire (peces voladores (Exocoetidae) y calamares (principalmente Ommastrephidae)). Los depredadores subsuperficiales causan que las aves puedan conseguir las presas más fácilmente no sólo al arrearlas a la superficie, sino también al herirlas o desorientarlas y al dejar restos después de alimentarse de presas grandes. Las oportunidades de alimentación de algunas especies de aves marinas dependen de la presencia de cardúmenes de atunes alimentándose cerca de la superficie.

Las aves marinas son afectadas por la variabilidad del ambiente oceánico. Durante el Niño de 1982-1983, las poblaciones de aves marinas en todo el Océano Pacífico tropical y noreste padecieron fracasos de reproducción y mortalidades masivas, o migraron a otros lugares en busca de alimento. Algunas especies, empero, aparentemente no son afectadas por eventos de El Niño. En general, las aves marinas que se alimentan en las zonas de afloramiento del OPO tropical y la Corriente de Perú padecen fracasos de reproducción y mortalidades debido a falta de alimento durante eventos de El Niño, mientras que aquéllas que se alimentan en zonas menos afectadas por El Niño podrían resultar relativamente ilesas.

Según el *Report of the Scientific Research Program under the U.S. International Dolphin Conservation Program Act* (Informe del Programa de Investigación Científica bajo la Ley sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines de EE.UU.), preparado por el NMFS en septiembre de 2002, no hubo tendencias temporales significativas en las estimaciones de abundancia del período de 1986-2000 de ninguna especie de ave marina en el OPO tropical, excepto una tendencia decreciente en caso del petrel de Tahití (*Pseudobulweria rostrata*). Se están revisando la condición y las tendencias de las poblaciones de albatros de las Galápagos (*Phoebastria irrorata*), patinegro (*P. nigripes*), y de Laysan (*P. immutabilis*).

Algunas aves marinas, especialmente los albatros y petreles, son susceptibles a la captura en los anzuelos cebados en las pesquerías palangreras pelágicas. Datos de rastreo por satélite y de observaciones en el mar han identificado la importancia del Área de la CIAT para los albatros de las Galápagos, de Laysan, y ojeroso (*Thalassarche melanophrys*), más varias especies que se crían en Nueva Zelanda pero que se alimentan frente a Sudamérica. El albatros de las Galápagos es motivo de preocupación especial, por ser endémico del OPO y anidar únicamente en Galápagos. Los datos de observadores en buques artesanales no indicaron interacciones del albatros de Galápagos con las faenas de pesca de estos buques. Los datos

de la pesquería palangrera pelágica de EE.UU. in el Pacífico nordeste indican que ocurren capturas incidentales de albatros patinegro y de Laysan. Se dispone de pocos datos comparables de las pesquerías palangreras en el Pacífico central y sudeste. En la [sexta reunión del Grupo de Trabajo](#) en febrero de 2007, se informó que la flota española de palangre de superficie que pesca pez espada en el OPO tuvo en promedio 40 interacciones con aves marinas por millón de anzuelos durante 1990-2005, casi todas de las cuales resultaron en mortalidad. En 2007, el Grupo de Trabajo sobre Evaluaciones de Poblaciones de la CIAT identificó áreas de vulnerabilidad a la pesca industrial de palangre para varias especies de albatros, y propuso medidas de mitigación. La CIAT ha adoptado medidas sobre aves marinas ([sección 9.3](#)); además, el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y petreles (ACAP) y BirdLife International han actualizado sus mapas de la distribución de aves marinas en el OPO, y han recomendado medidas de mitigación para las aves marinas ([SAC-05 INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#))..

3.2. Alimento

Los grupos taxonómicos de alimento que ocupan los niveles tróficos medios en el OPO son obviamente componentes importantes del ecosistema, formando un vínculo entre los productores primarios en la base de la red trófica y los depredadores de nivel trófico superior, como los atunes y peces picudos. Los efectos indirectos sobre estos depredadores causados por la variabilidad ambiental son transmitidos a los niveles tróficos superiores por medio de los grupos taxonómicos de alimento. Sin embargo, se sabe poco acerca de las fluctuaciones en abundancia de la gran variedad de especies de presas en el OPO. Científicos del NMFS registraron datos sobre la distribución y abundancia de grupos de presas comunes, entre ellos peces linterna (Myctophidae), peces voladores, y ciertos calamares, en el OPO tropical durante 1986-1990 y 1998-2000. Las estimaciones de abundancia media de todos los grupos taxonómicos de peces, y en menor grado los calamares, aumentaron durante 1986-1990; fueron bajas de nuevo en 1998, y luego aumentaron hasta 2000. Su interpretación de este patrón fue que los eventos de El Niño en 1986-1987 y 1997-1998 ejercieron efectos negativos sobre estas poblaciones de presas. Durante los cruceros STAR de NMFS en 2003 y 2006 se obtuvieron más datos sobre estos grupos taxonómicos.

Una investigación reciente⁴ por un científico en el NMFS se enfocó en evaluar el uso de hábitat de varias familias de peces mesopelágicos durante varias etapas de vida en el OPO para ayudar a comprender su papel en el ecosistema. El trabajo incluyó también una descripción de cambios ontogenéticos en abundancia y la distribución horizontal de las larvas de especies comunes de peces mesopelágicos afectados por el evento de El Niño en 1997-1998 seguido por el Niña en el área del estudio de CalCOFI (*California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations*). Dentro de la región de muestreo de CalCOFI, los peces mesopelágicos (2 especies de Myctophidae y 1 especie de Phosichthyidae), con preferencia de condiciones de agua cálida tuvieron una abundancia larval mayor, estuvieron más cerca de la costa durante el Niño, y fueron menos abundantes y estuvieron más lejos de la costa durante la Niña. Se observó generalmente el patrón contrario en los peces mesopelágicos (3 especies de Bathylagidae y 4 especies de Myctophidae) que prefieren condiciones de agua fría.

Los cefalópodos, especialmente los calamares, desempeñan un papel central en la mayoría de las redes alimenticias pelágicas marinas al conectar las biomasas masivas de micronecton, particularmente los peces mictófidis, con muchos depredadores oceánicos. En vista del alto flujo trófico que pasa por la comunidad de calamares, se cree importante un esfuerzo investigativo concertado sobre los calamares para comprender su papel como presa y depredador clave. En 2013, se dedicó un volumen especial de la revista *Deep Sea Research II, Topical Studies in Oceanography* (Vol. 5) al papel de los calamares en los ecosistemas pelágicos. El volumen cubre cinco áreas principales de investigación: calamares como presas, calamares

⁴ Bowlin, N.M. 2016. Ontogenetic changes in the distribution and abundance of early life history stages of mesopelagic fishes off California. Doctoral thesis. 229p. UC San Diego

como depredadores, el papel de los calamares en los ecosistemas marinos, fisiología, cambio climático, y el calamar de Humboldt o gigante (*Dosidicus gigas*) como ejemplo reciente de plasticidad ecológica en una especie de cefalópodo.

El tamaño y la distribución geográfica de las poblaciones del calamar de Humboldt en el OPO han aumentado en los últimos años. Por ejemplo, extendió su distribución geográfica al norte a las aguas frente a Alta California central desde 2002 hasta mediados de 2010. Además, en 2002 los observadores en buques atuneros de cerco reportaron incrementos de las capturas incidentales de la especie con los atunes, principalmente el barrilete, frente al Perú. Las etapas juveniles de este calamar constituyen una presa común de los atunes aleta amarilla y patudo, y de otros peces depredadores, y el calamar de Humboldt es también un depredador voraz de peces pequeños y de cefalópodos en toda su zona de distribución. Han sido observados atacando a los atunes aleta amarilla y barrilete en una red de cerco. Estos calamares no sólo han afectado los ecosistemas a los cuales se han expandido, sino que se piensa que son capaces de afectar la estructura trófica en las regiones pelágicas. Cambios en la abundancia y distribución geográfica del calamar de Humboldt podrían afectar el comportamiento de alimentación de los atunes y otros depredadores, cambiando quizá su vulnerabilidad a la captura.

En 2016, un estudio⁵ documentó un aumento de la producción de cefalópodos en el OPO usando depredadores oportunistas como muestreadores biológicos el ecosistema. Fue observado un aumento sensible de la frecuencia de cefalópodos en la dieta del atún aleta amarilla durante un periodo de 50 años y en las dietas de múltiples especies de depredadores entre los años 1990 y 2000. Los resultados de este estudio sugieren que han ocurrido cambios temporales en la producción de cefalópodos en el OPO.

Algunos peces pequeños, muchos de los cuales son alimento para los depredadores más grandes, son capturados por buques cerqueros en el OPO. Las melvas (*Auxis* spp.), por ejemplo, son presas comunes de muchos de los animales que ocupan los niveles tróficos superiores en el OPO tropical. En el modelo del ecosistema del OPO tropical ([Sección 7](#)), las melvas forman el 10% a más de la dieta de ocho especies o grupos de depredadores. Pequeñas cantidades de melvas son capturadas por buques cerqueros en alta mar, y por pesquerías artesanales locales en algunas regiones costeras de América Central y del Sur. La gran mayoría de las melvas capturadas por buques atuneros de cerco es descartada en el mar. En la Tabla

TABLA 4. Capturas de peces pequeños, en toneladas, por buques cerqueros grandes con observador a bordo en el OPO, 2016

	Tipo de lance			Total
	OBJ	NOA	DEL	
Peces ballesta (Balistidae) y cachúas (Monacanthidae)	444	2	<1	446
Otros peces pequeños	38	2	<1	40
Melvas (<i>Auxis</i> spp.)	189	23	<1	212

4 se presentan las estimaciones preliminares de las capturas (incluidos los descartes de la pesca de cerco), en toneladas, de peces pequeños, por buques cerqueros grandes con observadores a bordo en el OPO durante 2016.

3.3. Peces larvales y plancton

Desde hace muchos años, el personal del Southwest Fisheries Science Center del NMFS captura peces larvales en el OPO con redes de arrastre de superficie. De las 314 categorías taxonómicas identificadas, se

⁵ Hunsicker, M.E., Essington, T.E., Olson, R.J., Duffy, L.M., Galván-Magaña, F., Reum, J.C.P. Submitted 2017. Ecological Reports

descubrió que 17 tenían la mayor probabilidad de mostrar los efectos de cambios ambientales. La frecuencia, abundancia, y distribución de estos grupos clave no mostró ninguna tendencia temporal consistente. Investigaciones recientes⁶ demuestran una pendiente longitudinal en la estructura comunal de los conjuntos de ictioplanctón la charca cálida, con la abundancia, riqueza de especies, y diversidad de especies altas en el este (donde la termoclina es poco profunda y la productividad primaria es alta) y bajas pero variables en el oeste (donde la termoclina es profunda y la productividad primaria es baja).

Las poblaciones de fitoplancton y zooplancton en el OPO tropical son variables. Por ejemplo, las concentraciones de clorofila en la superficie del mar (un indicador de afloramientos de fitoplancton) y la abundancia de copépodos fueron reducidas marcadamente durante el Niño de 1982-1983, especialmente al oeste de 120°O. Similarmente, las concentraciones de clorofila en la superficie disminuyeron durante el Niño de 1986-1987 y aumentaron durante la Niña de 1988 debido a cambios en la disponibilidad de nutrientes.

La composición por especies y tamaños del zooplancton es a menudo más variable que la biomasa de zooplancton. Cuando aumenta la temperatura del agua, las especies de agua cálida a menudo reemplazan las especies de agua fría en lugares particulares. La abundancia relativa de copépodos pequeños frente al norte de Chile, por ejemplo, aumentó durante el Niño de 1997-1998, mientras que la biomasa de zooplancton no cambió.

Los copépodos forman a menudo el componente predominante de la producción secundaria en los ecosistemas marinos. Un estudiante del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional en La Paz (México), realizó un análisis⁷ de la estructura trófica entre la comunidad de copépodos pelágicos en el OPO, usando muestras recolectadas por científicos del proyecto STAR del NMFS. Se usaron los valores del isótopo estable de nitrógeno de copépodos omnívoros en un análisis separado de la posición trófica del atún aleta amarilla, tratando los copépodos como sustituto de la variabilidad isotópica en la base de la red alimenticia (ver la sección siguiente).

4. INTERACCIONES TRÓFICAS

Los atunes y peces picudos son depredadores generalistas de gran alcance con requisitos energéticos elevados, y como tal, son componentes clave de los ecosistemas pelágicos. No se entienden bien las relaciones ecológicas entre estos grandes depredadores pelágicos, y entre ellos y los animales de niveles tróficos más bajos. A la luz de la necesidad de evaluar las implicaciones de las actividades de pesca sobre los ecosistemas subyacentes, es esencial adquirir información exacta sobre los vínculos tróficos y los flujos de la biomasa por la red de alimentación en los ecosistemas del océano abierto, así como conocimientos básicos de la variabilidad natural impuesta por el medio ambiente.

Históricamente, los conocimientos de la ecología trófica de los peces depredadores se basaron en análisis del contenido de los estómagos y, más recientemente, en indicadores químicos. Los depredadores pelágicos grandes son considerados muestreadores eficaces de los organismos micronéticos, que son mal muestreados por redes y arrastres. Los estudios de las dietas han descubierto muchos de los vínculos tróficos clave en el OPO pelágico, y han formado la base para la representación de las interacciones de las red de alimentación en un modelo de ecosistema ([Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 3](#)) para explorar los efectos indirectos de la pesca sobre el ecosistema. Por ejemplo, estudios en las décadas de 1990 y 2000

⁶ Vilchis, L.I., L.T. Ballance, and W. Watson. 2009. Temporal variability of neustonic ichthyoplankton assemblages of the eastern Pacific warm pool: Can community structure be linked to climate variability? *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 56(1): 125-140

⁷ López-Ibarra, G.A., 2008. Estructura trófica de los copépodos pelágicos en el océano Pacífico oriental tropical. Doctor en Ciencias Tesis. Instituto Politécnico Nacional, México

descubrieron que la presa más común de los atunes aleta amarilla capturados por buques cerqueros en alta mar fue las melvas (*Auxis* spp.), el cangrejo rojo (*Pleuroncodes planipes*), calamares de Humboldt, un pez mesopelágico (*Vinciguerria lucetia*), y varios peces epipelágicos. El atún patudo se alimenta a mayor profundidad que el aleta amarilla y barrilete, y consume principalmente cefalópodos y peces mesopelágicos. Se informó, a fines de los años 1950, que la presa más importante del barrilete fue, en general, los crustáceos eufásidos mientras que a principios de los 1990 el pequeño pez mesopelágico *Vinciguerria lucetia* pareció predominar en la dieta. Los atunes que se alimentan cerca de la costa utilizan a menudo presas diferentes a aquéllos capturados mar afuera.

Los estudios históricos de la dieta de los atunes en el OPO se basaban en datos cualitativos de pocas muestras, con poca o ninguna indicación de la importancia relativa de las presas. Los estudios contemporáneos, en cambio, usan índices de dieta, típicamente importancia por volumen o peso, importancia numérica, y frecuencia de presencia de presas, para cuantificar la composición de la dieta, a menudo en conjunto con indicadores químicos, tales como análisis de isótopos estables y ácidos grasos. Un capítulo titulado “Bioenergética, ecología trófica, y separación por nichos de los atunes⁸” fue publicado en 2016 en la revista *Advances in Marine Biology*. Revisa los conocimientos actuales de la bioenergética y dinámica de alimentación de los atunes a escala global, con énfasis en los atunes aleta amarilla, patudo, barrilete, albacora, y aleta azul del Atlántico en siete océanos o regiones oceánicas. El consumo de alimento está en equilibrio con los gastos bioenergéticos para respiración, crecimiento (incluyendo producción de gónadas), acción dinámica específica, egestión, y excreción. Cada especie de atún parece tener una estrategia de alimentación generalizada, en el sentido que sus dietas fueron caracterizadas por una alta diversidad de presas y una baja abundancia general de tipos de presa individual. Las diferencias ontogenéticas y espaciales en las dietas son sustanciales, y se han observado cambios interdecadales significativos en la composición de las presas. Cambios en dieta de taxones de presas más grandes a más pequeños subrayan cambios a escala ecosistémica en la disponibilidad y diversidad de las presas, y tiene implicaciones para cambios en los requisitos bioenergéticos en el futuro. La falta de datos a largo plazo limita la capacidad de predecir los impactos de cambios climáticos sobre el comportamiento de alimentación de los atunes, y existe por lo tanto la necesidad de una recolección sistemática de datos de alimentación como parte del seguimiento rutinario de estas especies.

Se han desarrollado nuevos métodos estadísticos para analizar datos complejos y multivariantes de contenido de estómagos mediante una colaboración internacional, *Climate Impacts on Oceanic Top Predators-Integrated Marine Biogeochemistry and Ecosystem Research* (CLIOTOP-IMBER), [grupo de trabajo 3](#) (Rutas tróficas en ecosistemas del océano abierto), para evaluar la trofodinámica de los depredadores ápice marinos. Esta metodología parece prometedora para el análisis de relaciones biológicas, medioambientales, temporales, y espaciales en un marco de modelado de árbol de clasificación que predice la composición de las presas de los depredadores. Se usó el método en dos estudios recientes del atún aleta amarilla y el tiburón sedoso en el OPO, comentados a continuación, para inferir cambios espaciales (aleta amarilla y tiburón sedoso) y temporales (aleta amarilla) basados en datos de contenido de estómagos.

Las muestras de estómago de un depredador generalista ubicuo, como el atún aleta amarilla, pueden ser usadas para inferir cambios en las poblaciones de presas mediante la identificación de cambios en el comportamiento de alimentación a lo largo del tiempo. Las poblaciones de presas que soportan depredadores de alto nivel varían a lo largo del tiempo (ver [3.2 Alimento](#)), y algunas presas ejercen una presión de depredación considerable sobre los animales que ocupan los niveles tróficos más bajos (incluyendo las primeras etapas de vida de peces grandes). Un análisis exhaustivo de la depredación por el atún aleta amarilla a

⁸ Olson, R.J., J.W. Young, F. Ménard, M. Potier, V. Allain, N. Goñi, J.M. Logan, and F. Galván-Magaña. 2016. Bioenergetics, trophic ecology, and niche separation of tunas. In B. E. Curry (ed.), *Advances in Marine Biology*, 74 p. 199-344. Academic Press, UK

escala decadal en el OPO fue publicado en 2014⁹. Se tomaron muestras de 6,810 peces capturados en 433 lances cerqueros durante dos periodos de dos años separados por una década. Simultáneamente, reducciones generalizadas de la producción biológica, cambios en la composición de las comunidades de fitoplancton, y una expansión vertical e intensificación de la zona de oxígeno mínimo parecieron modificar las redes alimenticias en los océanos tropicales y subtropicales (ver [5. Ambiente físico](#)). Se usó un enfoque de árbol de clasificación modificado, antes mencionado, para analizar covariables espaciales, temporales, ambientales, y biológicas que explican los patrones de depredación del aleta amarilla durante 1992-1994 y 2003-2005. En el caso de la mayoría de la población de aleta amarilla en el OPO fue aparente un cambio importante en la dieta durante la década. Los peces fueron más abundantes (en peso) a principios de los años 1990, mientras que los cefalópodos y crustáceos predominaron una década más tarde. Como grupo, los peces epipelágicos disminuyeron del 82% de la dieta a 31%, mientras que las especies mesopelágicas aumentaron de 9% a 29% durante la década. Gráficas espaciales de dependencia parcial señalaron expansiones de la distribución de *Vinciguerria lucetia*, el calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*), y el cangrejo *Pleuroncodes planipes*, reducciones de la distribución de melvas (*Auxis* spp.) y *Lactoria diaphana*, y una desaparición casi completa de *Cubiceps* spp. de la dieta. Los datos de las tasas de depredación sugiere que las biomásas de *V. lucetia* y *D. gigas* aumentaron en la primera mitad de la década de 2000 y que la distribución de *D. gigas* aparentemente se extendió mar afuera además de hacia el norte y el sur (ver [3.2 Alimento](#)).

A fin de mejorar los conocimientos del papel del tiburón sedoso en el ecosistema, se realizó en 2014 un análisis de la variabilidad espacial, basado en el contenido de los estómagos de 289 tiburones sedosos capturados incidentalmente en lances sobre objetos flotantes, principalmente dispositivos agregadores de peces (plantados) flotando a la deriva, en la pesquería atunera de cerco en el OPO. El conjunto de datos es novedoso porque es difícil obtener datos biológicos de tiburones carcarínidos del océano abierto, y porque incluye datos de tiburones sedosos capturados en una región amplia del OPO tropical. El análisis de árbol de clasificación descubrió un cambio espacial fuerte en la dieta, con patrones de alimentación distintos en las regiones oriental (costera) y occidental (alta mar). Se observaron proporciones mayores de presas asociadas a plantados que de presas no asociadas a plantados en la dieta en todo el OPO, pero especialmente en la región de alta mar. Los atunes aleta amarilla y tiburones sedosos compartieron algunos de los mismos recursos de presas durante los dos bienios separados por una década, por ejemplo, calamar de Humboldt, peces voladores, jureles y pámpanos, y tetraodontiformes. Al igual que en el caso del aleta amarilla, es probable que los factores espaciales y temporales jueguen un papel en la determinación de los hábitos de depredación del tiburón sedoso, pero las muestras fueron insuficientes para comprobar si la dieta de los tiburones ha cambiado a lo largo del tiempo. El análisis produjo una descripción exhaustiva de la depredación por el tiburón sedoso en el OPO, al mismo tiempo que demostró la necesidad de una mayor cobertura de muestreo espacial y temporal, y presente información importante sobre el componente dinámico de las interacciones tróficas del tiburón sedoso, que puede ser usada para mejorar los modelos ecosistémicos en el futuro. Se publicó un manuscrito en 2015¹⁰.

Mediante una colaboración con el grupo de trabajo 3 de CLIOTOP, se realizó un análisis global de las interacciones depredador-presa para los atunes aleta amarilla, patudo, y albacora, usando datos tomados durante un periodo de 40 años de los océanos Pacífico, Índico, y Atlántico, para evaluar cuantitativamente

⁹ Olson, R.J., L.M. Duffy, P.M. Kuhnert, F. Galván-Magaña, N. Bocanegra-Castillo, and V. Alatorre-Ramírez. 2014. Decadal diet shift in yellowfin tuna *Thunnus albacares* suggests broad-scale food web changes in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 497: 157-178

¹⁰ Duffy, L., R. Olson, C. Lennert-Cody, F. Galván-Magaña, N. Bocanegra-Castillo, and P. Kuhnert. 2015. Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 162(3): 571-593

patrones tróficos amplios a escala macro en los ecosistemas pelágicos. Un análisis de más de 14,000 estómagos de atunes, usando un método de árbol de clasificación modificado, descubrió por primera vez el alcance global de la dieta de los peces depredadores pelágicos y patrones globales de diversidad de micronecton. Los calamares ommatridios fueron consistentemente uno de los grupos de presas más importantes por peso para todas las especies de atunes y en la mayoría de los océanos. Fueron aparentes diferencias interespecíficas en las presas, con los peces escómbridos epipelágicos y paralepídidos mesopelágicos globalmente importantes para los atunes aleta amarilla y patudo, respectivamente, mientras que los crustáceos eupásidos que migran verticalmente son importantes para el atún albacora en los océanos Atlántico y Pacífico. La diversidad de dietas mostró patrones globales y regionales entre especies de atunes. En el Océano Pacífico occidental y central, caracterizado por productividad baja, se detectó una alta diversidad de presas de micronecto, mientras que fue evidente una diversidad baja de presas en aguas costeras altamente productivas donde ocurre afloramiento. La variabilidad de los patrones espaciales de las dietas fue máxima en los atunes aleta amarilla y patudo, mientras que se observó una pendiente de diversidad latitudinal, con menos diversidad, en regiones templadas para el atún albacora. Estos resultados sugieren que la expansión actual de aguas más cálidas y menos productivas en los océanos del mundo podría cambiar las oportunidades alimenticias de los atunes debido a cambios regionales en la abundancia y composición de las presas. Este trabajo fue aceptado para publicación a principios de 2017¹¹.

Los estudios de ecología trófica se han enfocado en entender redes de alimentación enteras, inicialmente con descripciones de las conexiones interespecíficas entre las comunidades de depredadores, formadas por los atunes, tiburones, peces picudos, el dorado, peto, salmón, y otros. En general, es evidente una repartición considerable de recursos entre los componentes de estas comunidades, y los investigadores buscan comprender la escala espacial de los patrones tróficos que se pueden observar, así como la influencia de la variabilidad climática sobre estos patrones. En 2012 se publicó un análisis de la depredación por un grupo de depredadores ápice (incluyendo tiburones, peces picudos, atunes, y otros peces y mamíferos) sobre los atunes aleta amarilla y barrilete en el OPO. Las tasas de depredación sobre el aleta amarilla y barrilete fueron altas para los tiburones y peces picudos, y esos animales consumieron atunes de una amplia gama de tamaños, incluyendo subadultos capaces de hacer una contribución importante a la producción reproductora de las poblaciones de atunes. Los atunes tropicales en el OPO actúan más como mesodepredadores que no depredadores ápice.

Mientras que los estudios de la dieta han contribuido mucho a los conocimientos de la materia, los análisis de isótopos estables son un complemento útil al contenido de los estómagos para delinear la estructura compleja de las redes de alimentación marinas. El contenido de los estómagos representa una muestra de solamente las horas más recientes de alimentación en el momento en el que fue capturado el animal, y bajo las condiciones necesarias para su captura. Los isótopos estables de carbono y nitrógeno, en cambio, integran información sobre todos los componentes de la dieta entera en el tejido del animal, brindando así un historial reciente de las interacciones tróficas e información sobre la estructura y dinámica de las comunidades ecológicas. AA-CSIA (*compound-specific stable isotope analysis*, o análisis de isótopos estables por compuesto) de los aminoácidos brinda una mayor comprensión. En muestras de tejido de consumidores, los aminoácidos “fuente” (por ejemplo, fenilalanina, glicina) retuvieron los valores isotópicos en la base de la red de alimentación, y los aminoácidos “tróficos” (por ejemplo, ácido glutámico) fueron enriquecidos en ¹⁵N aproximadamente un 7.6‰ con respecto a la línea de referencia. En AA-CSIA, el tejido de los depredadores por sí mismo es suficiente para estimaciones de la posición trófica, y no es

¹¹ Duffy, L.M., P.M. Kuhnert, H.R. Pethybridge, J.W. Young, R.J. Olson, J.M. Logan, N. Goñi, E. Romanov, V. Allain, M.D. Staudinger, M. Abecassis, C.A. Choy, A.J. Hobday, M. Simier, F. Galván-Magaña, M. Potier, and F. Ménard. 2017. Global trophic ecology of yellowfin, bigeye, and albacore tunas: Understanding predation on micronecton communities at ocean-basin scales. Deep-Sea Research Part II. doi: 10.1016/j.dsr2.2017.03.003

necesario un análisis separado de la composición isotópica de la base de la red de alimentación. Un análisis reciente de la distribución espacial de los valores de los isótopos estables del atún aleta amarilla en relación con aquéllos de los copépodos indicó que la posición trófica del atún aleta amarilla aumentó con distancia de la costa en el OPO, una característica de la red de alimentación nunca detectada en la dieta. Esto es probablemente resultado de diferencias en la longitud de la cadena alimentaria debidas a la composición por especies del fitoplancton (especies de tamaño de célula pequeño) en las aguas oligotróficas de alta mar comparada con las especies de diátomas más grandes en las aguas orientales más productivas.

CSIA fue utilizado recientemente en el OPO y otras regiones mediante una beca de investigación del programa CAMEO (*Comparative Analysis of Marine Ecosystem Organization*), implementado conjuntamente por NMFS y la División del Ciencias Oceánicas de la Fundación Nacional para la Ciencia de EE.UU. La investigación colaborativa entre la CIAT, la Universidad de Hawai, la Institución Scripps de Oceanografía, y el Instituto Oceánico de Hawai busca desarrollar el análisis isotópico de aminoácidos por compuesto como herramienta capaz de producir una evaluación insesgada de posición trófica para una amplia variedad de organismos marinos, y usar esta información para validar los resultados de modelos ecosistémicos de balance de masas trófico. Y para lograr este objetivo, la investigación combina experimentos de laboratorio y recolecciones de campo en ecosistemas contrastantes con pesquerías importantes. El componente de campo fue realizado en distintos ambientes biogeoquímicos, incluyendo el OPO ecuatorial, a fin de examinar la posición trófica de una variedad de especies individuales, desde macrozooplancton hasta peces grandes, y comparar las estimaciones de posición trófica derivadas de AA-CSIA para esas especies con los resultados del modelo ecosistémico. El proyecto comenzó en 2010 y fue extendido hasta 2014.

La mayor parte de las muestras de la porción del OPO del estudio fueron obtenidas y almacenadas congeladas por el personal de la División de Recursos Protegidos del Centro Sudoeste de Ciencia Pesquera de NMFS, a bordo de los buques de investigación *David Starr Jordan* y *McArthur II* durante el proyecto STAR (*Stenella Abundance Research Project*) en 2006. Las muestras para el estudio abarcan casi la red alimentaria en el OPO, y todas fueron tomadas a lo largo de un transecto este-sudoeste que aparentemente abarcaba una pendiente de productividad. Los componentes incluyen macroplancton (dos crustáceos eu-fásidos, *Euphausia distinguenda* y *E. tenera*), micronectón mesopelágico (dos peces mictófidios, *Myctophum nitidulum* y *Symbolophorus reversus*), cefalópodos (dos especies de calamares pelágicos, *Dosidicus gigas* y *Sthenoteuthis oualaniensis*), y micronectonívoros y nectonívoros pequeños y grandes (atunes barrilete, aleta amarilla, y patudo capturados a bordo de buques cerqueros comerciales que pescaron en el OPO durante 2003-2005).

Se realizaron análisis de isótopos estables de tejidos inertes y aminoácidos en varios especímenes de cada una de las especies arriba detalladas. Los valores $\delta^{15}\text{N}$ del tejido inerte variaron marcadamente en función de las pendientes de longitud y latitud. No hubo tendencias longitudinales marcadas, pero los valores $\delta^{15}\text{N}$ aumentaron consistentemente con aumentos de latitud. En cambio, las estimaciones de posición trófica basadas en los valores $\delta^{15}\text{N}$ de los aminoácidos variaron poco intraespecíficamente a través del transecto muestreado. Estos dos resultados sugieren que la variabilidad en la red alimentaria se debe probablemente a variabilidad biogeoquímica en la base de la red alimentaria más que a diferencias en las dietas dentro de la red alimentaria. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ crecientes con latitud corresponden a altas tasas de denitrificación asociadas a la gran zona de oxígeno mínimo en el OPO. Comparaciones entre especies de posición trófica absoluta basadas en estimaciones de AA-CSIA con estimaciones basadas en dieta del modelo del ecosistema del OPO (Boletín de la CIAT, [Vol. 22, No. 3](#)) señalaron subestimaciones para los depredadores que ocupan los niveles trófico más altos, es decir, los tres atunes y dos calamares. Estas subestimaciones se deben probablemente a que el enriquecimiento trófico previamente aceptado de 7.6 ‰ para fenilalanina y ácido glutámico, derivado de experimentos de laboratorio con productores primarios y consumidores invertebrados, no es adecuado para los depredadores de niveles más altos. Se desarrolló de este

trabajo una tesis de maestría, y un manuscrito fue publicado en 2017¹².

Estudios previos sugieren que diferencias en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de aminoácidos fuente y tróficos pueden ser usadas para examinar cambios históricos en la posición trófica de muestras archivadas, para investigar cómo, por ejemplo, los efectos potenciales de extracciones por la pesca sobre la dinámica trófica del sistema. Donde los datos históricos de dieta son insuficientes o faltan, una AA-CSIA de especímenes archivados podría ser la única forma de determinar el estatus trófico pasado de especies clave de depredadores y presas. En vista de la importancia de análisis ecosistémicos retrospectivos, se está desarrollando la capacidad de realizar estos análisis mediante un examen exhaustivo de los posibles artefactos de métodos de conservación de muestras sobre las submuestras de especies clave. En este estudio de dos años, muestras musculares tomadas de tres atunes aleta amarilla y tres calamares de Humboldt fueron fijadas en formol, y almacenadas a largo plazo en etanol. Se congelaron durante dos años muestras emparejadas para comparar con las muestras conservadas. La duración de la conservación y el congelado varió de una semana a dos años, y todas las muestras conservadas mostraron un aumento uniforme en los valores de $\delta^{15}\text{N}$, y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de varios aminoácidos (treonina, fenilalanina, y valina) fueron significativamente diferentes entre las muestras conservadas y congeladas. Se está realizando experimento adicional para evaluar si el cambio de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fue causado por ser fijados en formol o conservados en etanol. Estos datos sugieren que se use cautela y se realicen investigaciones adicionales para estudios futuros que busquen realizar AA-CSIA en tejidos conservados en formol-etanol.

A principios de 2016, una propuesta por un equipo formado por miembros del CLIOTOP WG3 fue aceptado por el Comité Científico Directivo de CLIOTOP. Este trabajo acompaña el análisis global de dieta de los atunes arriba descrito. El equipo representa un esfuerzo colaborativo internacional para avanzar de estudios tróficos regionales de depredadores marinos ápice a un estudio comparativo global de redes alimenticias oceánicas usando la composición de isótopos estables de las mismas tres especies de atunes incluidas en el trabajo sobre dietas: aleta amarilla, patudo, y albacora. El equipo evaluó las diferencias isotópicas entre océanos, regiones, y especies de atún. Se usaron modelos predictivos para realizar una comparación interoceánica de un sustituto de posición trófica basado en valores de isótopos estables. La sustitución se basa en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los atunes menos diferencias regionales conocidas de los valores base de $\delta^{15}\text{N}$ derivados de un modelo acoplado de circulación oceánica-biogeoquímica-isótopos. Se usaron métodos similares de $\delta^{13}\text{C}$ con valores corregidos por lípidos para examinar diferencias regionales en los orígenes de producción primaria basada en carbono. Se incluyeron variables ambientales (TSM, clorofila A, productividad primaria neta, y profundidad de la capa de mezcla) para explorar la influencia de procesos oceanográficos globales sobre la composición isotópica de las especies de atunes y la longitud de la cadena alimenticia. Un borrador de manuscrito de este trabajo está en preparación y será remitido a una revista para publicación en 2017.

5. AMBIENTE FÍSICO¹³

Las condiciones ambientales afectan a los ecosistemas marinos, la dinámica y capturabilidad de los atunes y peces picudos, y las actividades de los pescadores. Los atunes y peces picudos son pelágicos durante todas las etapas de la vida, y los factores físicos que afectan al Océano Pacífico tropical y subtropical pueden ejercer efectos importantes sobre su distribución y abundancia. Se cree que las condiciones ambien-

¹² Hetherington, E.D., R.J. Olson, J.C. Drzen, C.E. Lennert-Cody, L.T. Ballance, R.S. Kaufmann, and B.N. Popp. 2017. Spatial variability in food web structure in the eastern tropical Pacific Ocean based on compound-specific nitrogen isotope analysis of amino acids. *Limnology and Oceanography*. 62, 541-560

² Parte de la información en esta sección proviene de Fiedler, P.C. 2002. *Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENOS and decadal variability*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 244: 265-283.

tales causan una variabilidad considerable en el reclutamiento de los atunes y peces picudos. Las evaluaciones de las poblaciones realizadas por la CIAT a menudo han incorporado el supuesto que las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento en el OPO.

Distintos tipos de perturbaciones climáticas podrían afectar la pesca de distintas formas. Se cree que una termoclina poco profunda en el OPO contribuye al éxito de la pesca atunera de cerco, actuando tal vez de barrera térmica para los cardúmenes de atunes pequeños, manteniéndolos cerca de la superficie del agua. Cuando la termoclina se hunde, como durante un evento de El Niño, los atunes parecen ser menos vulnerables a la captura, y las tasas de captura disminuyen. Temperaturas superficiales del mar (TSM) cálidas o frías pueden asimismo causar que estos peces móviles se desplacen a un hábitat más favorable.

El ambiente oceánico varía en una variedad de escalas temporales, de estacional a interanual, decadal, y mayores (por ejemplo, fases o regímenes climáticos). La causa dominante de variabilidad en las capas superiores del OPO es conocida como El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). El ENOS es una fluctuación irregular que afecta al Océano Pacífico tropical entero y la atmósfera global. Resulta en variaciones de los vientos, la precipitación, profundidad de la termoclina, circulación, productividad biológica, y la alimentación y reproducción de peces, aves y mamíferos marinos. Los eventos de El Niño ocurren a intervalos de entre 2 y 7 años, y son caracterizados por vientos alisios más débiles, una termoclina más profunda, y TSM anormalmente elevadas en el OPO ecuatorial. La fase contraria de El Niño, denominado comúnmente La Niña, es caracterizada por vientos alisios más fuertes, una termoclina menos profunda, y TSM más bajas. La investigación ha documentado una conexión entre el ENOS y la tasa de producción primaria, la biomasa de fitoplancton, y la composición por especies del fitoplancton. Durante los episodios de El Niño disminuye el afloramiento de agua subsuperficial, rica en nutrientes, lo cual lleva a una reducción notoria en la producción primaria y secundaria. El ENOS también afecta directamente a los animales en los niveles tróficos medianos y altos. Los investigadores han concluido que el Niño de 1982-1983, por ejemplo, incrementó la profundidad de la termoclina y nutriclina, redujo la producción primaria, redujo la abundancia de zooplancton, y al final redujo las tasas de crecimiento, el éxito reproductivo, y la supervivencia de varias aves, mamíferos, y peces en el OPO. Sin embargo, en general los moradores del océano se recuperan en períodos cortos, porque su ciclo vital está adaptado para responder a un hábitat variable.

El personal de la CIAT emite informes trimestrales de los datos oceanográficos y meteorológicos mensuales medios del OPO, incluyendo un resumen de las condiciones actuales del ENOS. Según los informes mensuales del *Climate Diagnostics Bulletin* del Servicio Meteorológico Nacional de EE.UU. para junio de 2016, un El Niño fuerte se debilitó con la transición a condiciones neutras de ENOS, y para diciembre de 2016 persistían condiciones débiles de La Niña.

La variabilidad a escala decadal (o sea, de 10 a 30 años) también afecta al OPO. A fines de la década de 1970 ocurrió en el Pacífico Norte un cambio importante en las condiciones físicas y biológicas. Este cambio de clima fue detectado en el OPO tropical también, mediante pequeños aumentos de las TSM, un debilitamiento de los vientos alisios, y un cambio moderado en los niveles de clorofila en la superficie. Algunos investigadores han reportado otro cambio importante en el Pacífico Norte en 1989. La variabilidad en el océano causada por el clima ha sido descrita a menudo en términos de “regímenes” caracterizados por promedios y patrones relativamente estables en las variables físicas y biológicas. Análisis realizados por el personal de la CIAT indican que el atún aleta amarilla en el OPO ha pasado por regímenes de reclutamiento bajo (1975-1982) y alto (1983-2001), y posiblemente otro intermedio (2002-2012). Se estimó que los reclutamientos en 2013 y 2014 fueron superiores al promedio, pero los valores estimados son altamente inciertos. Se cree que el mayor reclutamiento durante 1983-2001 se debe a un cambio a un régimen de productividad más alta en el Océano Pacífico. Las fluctuaciones decadales en el afloramiento y transporte de agua son simultáneas con el patrón de ENOS más frecuentes y tienen efectos en toda la cuenca sobre las TSM y la pendiente de la termoclina que son similares a los que causa el ENOS, pero a

escala temporal mayor.

Literatura revisada por pares reciente brinda pruebas fuertes de que han resultado cambios a gran escala en la producción biológica y hábitat como consecuencia del forzamiento físico en el Océano Pacífico subtropical y tropical. Se cree que estos cambios son capaces de afectar comunidades de presas. La producción primaria ha disminuido en regiones vastas oceánicas en la última década o décadas. Un estudio¹⁴ publicado en 2008, que usó datos del color del océano tomados con sensores remotos (« *Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor* » (SeaWiFS)), señaló que, en el Pacífico norte y sur, las aguas superficiales más oligotróficas han aumentado en área 2.2 y 1.4% por año, respectivamente, entre 1998 y 2006. Estos incrementos estadísticamente significativos en los giros oligotróficos ocurrieron concurrentemente con aumentos significativos de las TSM medias. En el Pacífico norte, la dirección de expansión fue hacia el noreste, entrando en el Pacífico oriental hasta aproximadamente 120°O y al sur hasta aproximadamente 15°N. La productividad primaria neta también ha disminuido en los océanos tropicales y subtropicales desde 1999. Se reconoce al mecanismo como una mayor temperatura del agua en la capa superior del océano y una estratificación vertical incrementada, que afectan la disponibilidad de los nutrientes para el crecimiento del fitoplancton. También existen pruebas fuertes que los productores primarios han cambiado la composición de sus comunidades y su estructura por tamaño en las últimas décadas. El tamaño de las células de fitoplancton es pertinente a la dinámica de depredación de los atunes porque las redes alimenticias que tienen picofitoplancton en la base necesitan más pasos tróficos para alcanzar depredadores de un tamaño dado que las redes alimenticias que comienzan con nanofitoplancton más grande (por ejemplo, diatomeas). La eficacia de la transferencia de energía es más baja para las redes alimenticias basadas en picofitoplancton que para aquellas basadas en nanofitoplancton, es decir, para una cantidad dada de producción primaria, menos energía alcanzará un aleta amarilla de un tamaño dado en el primero que en el segundo porque la eficacia de transferencia trófica anual media en cada paso es relativamente constante. Un estudio¹⁵ publicado en 2012 usó TSM detectadas a distancia por satélite y concentraciones de clorofila-a para estimar la composición por talla mensual de las comunidades de fitoplancton durante 1998-2007. Con el componente estacional excluido, el tamaño mediano de la célula de fitoplancton estimado para el Pacífico subtropical 10°-30°N y 10°-30°S disminuyó un 2,2% y 2,3%, respectivamente, durante el periodo de nueve años. La expansión de la zona de oxígeno mínimo (ZOM) es el tercer factor que demuestra cambio en el ecosistema a escala capaz de afectar las comunidades de presas. La ZOM es una capa gruesa de oxígeno bajo a profundidades intermedias, que es generalmente subóxica (<~10 µmol kg⁻¹) en el OPO tropical. Series de tiempo¹⁶ de la concentración de oxígeno disuelto a profundidad desde 1960 hasta 2008 mostraron una expansión vertical e intensificación de la ZOM en los océanos Atlántico y Pacífico tropical oriental y central, y en otras regiones de los océanos del mundo. Las consecuencias biológicas potenciales de una ZOM creciente^{17,18} son numerosas, pero para los atunes epipelágicos la compresión del hábitat puede tener implicaciones profundas. Una reducción de la profundidad de la

¹⁴ Polovina, J.J., E.A. Howell, and M. Abecassis. 2008. Ocean's least productive waters are expanding. *Geophysical Research Letters* 35(3): L03618

¹⁵ Polovina, J.J., and P.A. Woodworth. 2012. Declines in phytoplankton cell size in the subtropical oceans estimated from satellite remotely-sensed temperature and chlorophyll, 1998–2007. *Deep Sea Research Part II* 77–80(0): 82-88

¹⁶ Stramma, L., G.C. Johnson, J. Sprintall, and V. Mohrholz. 2008. Expanding oxygen-minimum zones in the tropical oceans. *Science* 320(5876): 655-658

¹⁷ Stramma, L., S. Schmidtko, L.A. Levin, and G.C. Johnson. 2010. Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts. *Deep Sea Research Part I* 57(4): 587-595

¹⁸ Stramma, L., E.D. Prince, S. Schmidtko, J. Luo, J.P. Hoolihan, M. Visbeck, D.W.R. Wallace, P. Brandt, and A. Kortzinger. 2012. Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change* 2(1): 33-37

ZOM limita la distribución vertical de los atunes y otros peces epipelágicos en una capa superficial estrecha, comprimiendo su hábitat de alimentación y cambiando las comunidades de alimento. Mejores oportunidades de alimentación para todos los depredadores pelágicos podrían cambiar las rutas tróficas y afectar la composición por especies de las presas. Además, con una ZOM menos profunda, las presas mesopelágicas que migran en dirección vertical, tales como el pez fosíctido *Vinciguerria lucetia*, peces mictófidios, y los calamares omastréfidios, ocurrirían probablemente a profundidades menores durante el día y serían más vulnerables a los depredadores epipelágicos. Estos son algunos de los taxones que más aumentaron en la dieta del aleta amarilla en el OPO tropical entre 1992-1994 y 2004-2005 (ver [4, Interacciones tróficas](#)).

6. INDICADORES AGRUPADOS

El reconocimiento de las consecuencias de la pesca para los ecosistemas marinos ha fomentado una investigación considerable en los últimos años. Han sido propuestos numerosos objetivos para evaluar los impactos de la pesca sobre los ecosistemas y para definir la sobrepesca desde una perspectiva ecosistémica. Mientras que se han usado los puntos de referencia principalmente para la ordenación de especies objetivo individuales, se cree que un primer paso factible sería aplicar medidas de desempeño y puntos de referencia a especies no objetivo. Ejemplos actuales incluyen límites de mortalidad incidental de delfines en la pesquería cerquera del OPO bajo el APICD. Otra área de interés es la posibilidad de elaborar indicadores útiles de desempeño basados en propiedades a nivel de ecosistema. Han sido propuestos varios indicadores ecosistémicos, entre ellos la estructura del tamaño de la comunidad, índices de diversidad, riqueza y uniformidad de especies, índices de solape, espectros tróficos de la captura, abundancia relativa de una especie o un grupo indicador, y numerosos indicadores ambientales. Se opina generalmente que se debería usar indicadores múltiples a nivel de sistema, pero existen dudas sobre la suficiencia de los conocimientos prácticos de la dinámica de estos indicadores, y sobre la existencia de un fundamento teórico para identificar puntos de referencia precautorios o límite basados en las propiedades de los ecosistemas. El uso de indicadores ecosistémicos para la ordenación de pesquerías todavía no es común.

Métricas ecológicas. Se usó una variedad de métricas ecológicas en un estudio publicado en 2012¹⁹ para evaluar los efectos ecológicos de la pesca de cerco en el OPO durante 1993-2008. Se hicieron comparaciones de la captura de especies objetivo y no objetivo (incidental), tanto retenida como descartada, por tres tipos de lance cerquero sobre la base de tiempo de reemplazo, diversidad, biomasa (peso), número de individuos, y nivel trófico. Las comparaciones previas consideraron solamente el número de individuos y solamente animales descartados, sin tener en cuenta el tamaño del cuerpo, las características del ciclo vital, o posición en la red alimentaria. Durante 1993-2008, la biomasa media extraída fue 17.0, 41.1 y 12.8 t/lance en lances sobre delfines, objetos flotantes, y no asociados, respectivamente. De estas cantidades, la captura incidental por tipo de lance fue 0.3% sobre delfines, 3.8% sobre objetos flotantes, 1.4% sobre atunes asociados, y 2.1% para todos los métodos combinados. La tasa de descarte fue 0.7% sobre delfines, 10.5% sobre objetos flotantes, 2.2% sobre atunes asociados, y 5.4% para todos los métodos combinados. Añadiendo el 0.7% estimado para los buques más pequeños, la tasa de descarte total fue 4.8%. Esta tasa es baja comparada con las estimaciones globales de 7.5% para los palangres atuneros, 30.0% para las redes de arrastre pelágicas, y 8.0% para todas las pesquerías combinadas.

Tiempo de reemplazo es una medida del tiempo necesario para reemplazar la biomasa extraída por la pesca. Niveles de extracción insostenibles pueden conducir a disminuciones mayores de la probabilidad

³ Gerrodette, T., R. Olson, S. Reilly, G. Watters, and W. Perrin. 2012. *Ecological metrics of biomass removed by three methods of purse-seine fishing for tunas in the eastern tropical Pacific Ocean*. *Conservation Biology*. 26 (2): 248-256.

de persistencia de animales de vida larga, fecundidad baja, y madurez tardía que de especies de crecimiento rápido y fecundidad alta. A diferencia de las métricas de nivel trófico, las métricas de tiempo de reemplazo fueron sensibles a categorías de animales con proporciones relativamente altas de biomasa a producción de biomasa (B/P), como el atún patudo, los tiburones, y los cetáceos. El tiempo de reemplazo medio para las extracciones totales fue mínimo para los lances sobre delfines (promedio 0.48 años), intermedio para los lances no asociados (0.57 años), y máximo para los lances sobre objetos flotantes (0.74 años). No hubo tendencias temporales en el tiempo de reemplazo medio de las descargas, y los tiempos de reemplazo medios de los descartes fueron más variable que aquellos de las descargas. Los tiempos de reemplazo medios de los descartes en lances sobre delfines fueron aproximadamente siete veces aquellos de los descartes en los lances sobre objetos flotantes o no asociados porque la tasa de reproducción de los delfines es baja.

Diversidad. La pesca cambia la diversidad al extraer selectivamente las especies objetivo. La relación entre la diversidad de las especies extraídas y los efectos sobre la diversidad y estabilidad del ecosistema del cual son extraídas podría ser compleja. Una mayor diversidad de la captura podría estar asociada a menos efectos indeseables sobre el ecosistema, aunque la complejidad de las interacciones competitivas y tróficas entre especies dificulta la determinación de la relación entre la diversidad de la captura y la diversidad y estabilidad del ecosistema. El índice de diversidad de Shannon para extracciones totales fue mínimo para los lances sobre delfines (promedio 0.62), intermedio para los lances no asociados (1.22), y máximos para los lances sobre objetos flotantes (1.38). La diversidad de las descargas de los lances sobre delfines aumentó en promedio 0.023/año de 0.45 a 0.79, debido principalmente a un aumento del porcentaje de atún barrilete en la captura de <1% a >7% y una disminución correspondiente del porcentaje de aleta amarilla. La diversidad de las descargas y los descartes en lances no asociados disminuyó, y la diversidad de las extracciones totales disminuyó un 0.024/año, de 1.40 a 1.04.

Biomasa. Las cantidades y características relativas de la biomasa extraída por cada uno de los métodos de pesca varió en función de cómo se midió la extracción. Las descargas de los lances sobre objetos flotantes fueron máximas para todas las cuatro medidas de extracción, pero fueron particularmente altas cuando se midió sobre la base del número de individuos o tiempo de reemplazo. La cantidad y composición de los descartes varió entre los métodos de pesca. Los descartes de las especies de atunes objetivo formaron la mayor proporción de los animales extraídos, independientemente de si se midió en biomasa, número de individuos, o unidades de nivel trófico. Los descartes de cetáceos en los lances sobre delfines y de tiburones en lances sobre objetos flotantes y no asociados fueron mayores cuando se midieron en unidades de tiempo de reemplazo que cuando se midieron en otras unidades debido a las bajas tasas de reproducción de estos animales.

Estructura trófica y niveles tróficos de la captura: Los enfoques ecosistémicos a la ordenación de la pesca ponen énfasis de nuevo en lograr representaciones fieles de los vínculos tróficos y los flujos de biomasa por la red alimenticia en los sistemas explotados. La estructura de la red alimenticia y las interacciones entre sus componentes desempeñan un papel demostrable en la determinación de la dinámica y productividad de los ecosistemas. En la ecología de las redes tróficas se usan los niveles tróficos (TL) para caracterizar el papel funcional de los organismos, para facilitar las estimaciones del flujo de energía o masa por las comunidades, y para elucidar aspectos de la trofodinámica del funcionamiento de los ecosistemas. En la [Figura J-1](#) se presenta un diagrama simplificado, con NT aproximados, de la red trófica del OPO tropical pelágico. Las ballenas dentadas (Odontoceti, NT medio 5.2), depredadores de calamar grande (atún patudo grande y pez espada, NT medio 5.2) y tiburones (NT medio 5.0) son depredadores ápice. Los otros atunes y peces piscívoros grandes, delfines (NT medio 4.8), y aves marinas (NT medio 4.5) ocupan NT ligeramente más bajos. Peces epipelágicos menores (melvas y peces voladores (NT medio 3.2), por ejem-

plo), cefalópodos (NT medio 4.4), y peces mesopelágicos (NT medio 3.4) son el alimento principal de muchos de los depredadores de alto nivel en el ecosistema. Los peces pequeños y crustáceos se alimentan de dos grupos de zooplancton, y el microzooplancton herbívoro (NT 2) se alimenta de los productores, fitoplancton y bacterias (NT 1).

En los ecosistemas pelágicos explotados, las pesquerías dirigidas hacia peces piscívoros grandes funcionan de depredadores ápice del sistema. A lo largo del tiempo, la pesca puede causar una disminución de la composición por tamaño general de la captura, y en general, los NT de los organismos pequeños son más bajos que los de los más grandes. El NT medio de los organismos capturados por una pesquería es un indicador útil de cambios en el ecosistema y de su sustentabilidad, porque integra una variedad de información biológica sobre los componentes del mismo. Se está prestando mayor atención al análisis del NT medio de las capturas de la pesca desde que un estudio demostró que, según estadísticas de descargas de FAO, el NT medio de los peces e invertebrados descargados a nivel mundial disminuyó entre 1950 y 1994, y la hipótesis de los autores del estudio es que esto perjudica los ecosistemas. Sin embargo, algunos ecosistemas han cambiado en la otra dirección, de comunidades de NT bajo a comunidades de NT más alto. En vista de la utilidad potencial de este enfoque, se estimaron los NT medios de una serie de tiempo de capturas y descartes anuales por especie desde 1993 hasta 2014 para tres modalidades de pesca cerquera y la pesquería cañera en el OPO. Se calcularon las estimaciones mediante la aplicación de los NT del modelo de ecosistema del OPO ([Sección 7](#)), ponderados por los datos de captura por pesquería y año correspondiente a todos los grupos del modelo de las bases de datos de la CIAT de atún, captura incidental, y descartes. Los NT del modelo ecosistémico se basaron en datos de dieta de todos los grupos de especies y balance de masas entre los grupos. Los NT medios ponderados de las capturas sumadas de todas las pesquerías de cerco y de caña fueron similares y bastante constantes de año a año ([Figura J-2](#): promedio PS-LP). Una leve tendencia decreciente de los lances no asociados, equivalente a 0,05 TL durante el período de 21 años, resultó de las proporciones crecientes de barrilete y decrecientes de aleta amarilla en la captura, no de capturas crecientes de especies de bajo nivel trófico. Por lo tanto, no es considerada una disminución ecológicamente perjudicial porque fue causada por proporciones crecientes de barrilete en la captura a lo largo del tiempo. En general, los NT de los lances no asociados y la pesquería de caña fueron inferiores al promedio, y aquéllos de los lances sobre delfines superiores al promedio en la mayoría de los años ([Figura J-2](#)). Los NT de los lances sobre objetos flotantes variaron más que los de los otros tipos de lance y las otras pesquerías, debido principalmente a la variabilidad interanual de las cantidades de patudo y barrilete capturadas en esos lances. Los NT de los lances sobre objetos flotantes estuvieron positivamente relacionados con el porcentaje de la captura total formado por patudo grande y negativamente relacionado con el porcentaje de la captura formado por barrilete.

Se estimaron también por separado NT medios para la serie de tiempo de capturas retenidas y descartadas de la pesquería de cerco en cada año del período de 1993 a 2014 ([Figura J-3](#)). Las capturas descartadas fueron mucho menores que las capturas retenidas, y por lo tanto los patrones de los NT de las capturas totales (retenidas más descartadas) ([Figura J-2](#)) fueron determinados principalmente por los NT de las capturas retenidas ([Figura J-3](#)). Los NT de las capturas descartadas variaron más entre años que aquéllos de las capturas retenidas, debido a la diversidad de especies en las capturas incidentales. La disminución considerable de los NT medios de los descartes en los lances sobre delfines durante el período de 21 años ([Figura J-3](#)) se debió en gran parte a un aumento de las proporciones de peces de presa pequeños (melvas (*Auxis* spp.) y peces epipelágicos misceláneos) y rayas (Rajiformes, principalmente mantarrayas, Mobulidae) de niveles tróficos más bajos. En 2014, los NT medios de los descartes en lances sobre delfines aumentaron en aproximadamente 0.2 NT de aquellos en 2013, debido principalmente a un aumento de la proporción de delfines mesopelágicos (TL 4.65) y manchados (TL 5.03) descartados y una disminución de la proporción de rayas descartadas. En el caso de los lances no asociados, las marcadas disminuciones interanuales del NT durante 1997 se debieron a una mayor captura incidental de rayas (NT 3.68), que se

alimentan de plancton y otros animales pequeños que ocupan NT bajos, una disminución de las capturas de tiburones grandes (NT 4.93-5.23), y un aumento de los peces presa, por ejemplo, *Auxis* spp. (NT 3,86) en la captura incidental. En 2014, los NT medios de los descartes en lances no asociados también aumentaron en aproximadamente 0.2 NT de aquellos en 2013, debido principalmente a un aumento de la proporción de barrilete y una disminución de la proporción de melvas descartadas. En el caso de los lances sobre objetos flotantes, los descartes de patudo están relacionados con NT medios más altos de la captura descartada.

7. EVALUACIÓN DE RIESGOS ECOLÓGICOS

La sustentabilidad ecológica a largo plazo es un requisito de la ordenación de la pesca basada en ecosistemas. La pesca afecta directamente las poblaciones de no sólo las especies objetivo, sino también las especies capturadas incidentalmente. Se ignora la vulnerabilidad a la sobrepesca de muchas de las poblaciones capturadas incidentalmente en las pesquerías atuneras del OPO, y los datos biológicos y de la pesca son severamente limitados en el caso de la mayoría de estas poblaciones. El personal de la CIAT aplicó en años recientes una versión del análisis de productividad y susceptibilidad (APS), usado para evaluar pesquerías en otras regiones oceánicas en los últimos años, para estimar la vulnerabilidad de especies no objetivo y de datos escasos capturadas por la pesquería de cerco en el OPO. APS considera la vulnerabilidad de una población como una combinación de su productividad y su susceptibilidad a la pesca. La productividad de una población es la capacidad de la población de recuperarse si es mermada, y es una función de las características del ciclo vital de la especie. La susceptibilidad de una población es el grado al cual la pesca puede impactarla negativamente, es decir, la propensión de una especie de ser capturada por una pesquería y padecer mortalidad debido a la misma. Los índices de productividad y susceptibilidad de una población son determinados por derivar una puntuación de entre 1 (baja) y 3 (alta) relativa a un conjunto estandarizado de atributos para cada índice. Las puntuaciones de los atributos individuales son entonces promediadas para cada factor e ilustradas en una gráfica de dispersión x-y. La escala del eje x en la gráfica de dispersión está invertida porque se considera que las especies o poblaciones con una puntuación alta de productividad y baja de susceptibilidad (o sea, en el origen de las gráficas) son las menos vulnerables. Al puntuar los atributos, se evalúa la calidad de los datos asociados con de cada atributo, y se ponderan los atributos por la puntuación de calidad de datos. Se considera que las poblaciones con una puntuación de productividad (*p*) baja y una puntuación de susceptibilidad (*s*) alta corren un riesgo de ser mermadas, mientras que el riesgo es bajo para aquellas con una puntuación de productividad alta y una puntuación de susceptibilidad baja. Se calculan puntuaciones de vulnerabilidad (*v*) a partir de las puntuaciones de *p* y *s* como la distancia euclidiana entre el origen de la gráfica de dispersión x-y y el punto del dato:

$$v = \sqrt{(p-3)^2 + (s-1)^2}$$

A fin de examinar la utilidad de los índices de productividad y susceptibilidad para evaluar la vulnerabilidad a la sobrepesca de los peces, mamíferos, y tortugas capturados incidentalmente en el OPO, se realizó una evaluación preliminar de tres « pesquerías » de cerco en el OPO en 2010, usando 26 especies que forman la mayor parte de la biomasa extraída por los buques cerqueros de clase 6 (más de 363 t de capacidad de acarreo) durante 2005-2009. Se usaron en el APS preliminar nueve atributos de productividad y ocho de susceptibilidad, con base en la metodología de APS establecida²⁰, y algunas fueron modificadas para mayor consistencia con los datos de las pesquerías atuneras en el OPO. Se compiló información correspondiente a los atributos de productividad para cada especie de una variedad de fuentes publicadas e inéditas

²⁰ Patrick, W.S., P. Spencer, J. Link, J. Cope, J. Field, D. Kobayashi, P. Lawson, T. Gedamke, E. Cortés, O. Ormseth, K. Bigelow, and W. Overholtz. 2010. Using productivity and susceptibility indices to assess the vulnerability of United States fish stocks to overfishing. *Fish. Bull. U.S.* 108: 305-322.

y de datos de la pesca del OPO (o sea, no adoptadas de ASP previos) para aproximar mejor la distribución de las características del ciclo vital observadas en las especies encontradas en el OPO. Se derivaron los umbrales de puntuación para los atributos de productividad dividiendo los datos compilados en tercios iguales. Los criterios de puntuación para los atributos de susceptibilidad fueron tomados del APS ejemplar y modificados en caso apropiado para un mejor ajuste a las pesquerías del OPO. Sin embargo, surgieron problemas al intentar comparar las estimaciones de susceptibilidad de las especies para todas las distintas pesquerías ([Informe de la Situación de la Pesquería 8](#)). En 2012, se modificó el APS para incluir siete especies adicionales, con base en datos de 2005-2011 ([Informe de la Situación de la Pesquería 10](#)).

Se realizaron tres modificaciones del ASP para la reunión del Comité Científico Asesor en mayo de 2015: 1) se modificaron los procedimientos para determinar cuáles especies incluir en el análisis; 2) se combinaron los valores de susceptibilidad para cada pesquería para producir un valor general de susceptibilidad para cada especie; y 3) se modificó el uso de información de captura y captura incidental en la formulación de s . La lista de atributos de productividad sigue sin modificar ([Tabla J-1](#)), mientras que la lista de atributos de susceptibilidad sido revisada debido a esta tercera modificación ([Tabla J-2](#)). A continuación se describen brevemente estas tres modificaciones. En el resto de la presente sección, el término "captura" significará captura en el caso de las especies de atunes y captura incidental en el caso de las otras especies.

La primera modificación fue establecer un procedimiento de dos pasos para identificar y excluir especies poco comunes, con base en la biomasa capturada por pesquería. Sin embargo, como medida precautoria, se retuvo o se incluye ahora en el análisis toda especie poco común clasificada como « vulnerable », « en peligro », o « casi amenazada » en la Lista Roja de la IUCN. Actualmente, el APS incluye 32 especies ([Tabla J-3a](#)); se incluirán en el futuro ocho especies susceptibles adicionales, dos mantarrayas y seis tiburones.

La segunda modificación fue combinar los valores de susceptibilidad para cada especie de todas las pesquerías para producir una susceptibilidad a la pesquería de cerco para cada especie. Se calculó una puntuación de susceptibilidad combinada preliminar para una especie, s_j^1 , como la suma ponderada de los valores de susceptibilidad de cada pesquería para esa especie ([Tabla J-3a](#)), con ponderación igual a la proporción de lances en cada pesquería:

$$s_j^1 = \sum_k s_{jk} p_k$$

donde

s_j^1 es la susceptibilidad combinada para la especie j

s_{jk} es la susceptibilidad de la especie j en el tipo de lance k , computada usando solamente los atributos en la Tabla L-2. s_{jk} varía de 1 (mínimo) a 3 (máximo). En el caso de una especie con capturas < 5% en tipo de lance k , $s_{jk} \equiv 1$, a menos que se hubiese computado un s_{jk} para uno de los APS previos ([Informes de la Situación de la Pesquería 8](#) y [10](#)), en cual caso se usó este s_{jk} ; de lo contrario se supuso que si las capturas fueron menos del 5% en una pesquería, la especie era tan sólo mínimamente susceptible a esa pesquería. Un APS previo ([Informe de la Situación de la Pesquería 10](#)) usó información de tendencias de la captura como atributo adicional para calcular el s_{jk} , pero se eliminó esta información del s_{jk} en este caso porque, siguiendo la metodología de APS establecida, los otros atributos de susceptibilidad no varían a lo largo del tiempo (pero ver más adelante).

$p_k = \left(\frac{N_k}{\sum_k N_k} \right)$ y N_k es el número total de lances (clase-6) de tipo de lance k en 2013

s_j^1 toma en cuenta el esfuerzo de pesca por tipo de lance, aún para los tipos de lance con poca o ninguna captura de una especie. En la [Figura J-4a](#) se presenta una gráfica preliminar de APS usando s_j^1 , y en la

Tabla L-3a se presentan los valores de s_{jk} , s_j^1 y v_1 . Una preocupación con respecto a s_j^1 para algunas especies es que la variación en el s_{jk} computado a partir de los atributos en la Tabla L-2 no se correlaciona bien con diferencias observadas entre tasas de captura por tipo de lance, lo cual sugiere que los atributos en la [Tabla J-2](#) no capturan la susceptibilidad completa de la especie j ; en general se supone que tasas de captura altas deberían reflejar una mayor susceptibilidad total. Además, los s_{jk} no explican tendencias a largo plazo.

Se realizó la tercera modificación, el uso de información de captura en la formulación de s , para intentar explicar las diferencias en las tasas de captura observadas entre tipos de lance, por especie, y para explicar las tendencias a largo plazo de la abundancia. Se computaron dos formulaciones de susceptibilidad alternativas preliminares como “prueba de concepto” para estas ideas. La primera, s_j^2 , modifica s_j^1 para tomar en consideración las tasas de captura actuales, que se supone ser un sustituto alternativo para la susceptibilidad y para reflejar los efectos integrados reales de los atributos de susceptibilidad en la [Tabla J-2](#):

$$s_j^2 = \sum_k s_{jk}^* p_k$$

donde

s_j^2 es la susceptibilidad combinada para la especie j , ajustada para las tasas de captura recientes

s_{jk}^* es el promedio de s_{jk} y la susceptibilidad basada en la tasa de captura: $s_{jk}^* = \frac{1}{2} (s_{jk} + s_{cps_jk})$

s_{jk} es como se define para s_j^1

s_{cps_jk} es la susceptibilidad basada en la tasa de captura y toma un valor de 1, 2 o 3, asignado como sigue. Si la especie no es una especie de atún objetivo, se usa la captura por lance, en número de animales por lance, para asignar un valor a s_{cps_jk} :

$$\begin{cases} 1 & \text{para } cps_{jk} = 0 \\ 2 & \text{para } 0 < cps_{jk} < 1.0 \\ 3 & \text{para } cps_{jk} \geq 1.0 \end{cases}$$

Si la especie es una especie de atún objetivo, entonces se asignan los valores siguientes a s_{cps_jk} :

	DEL	NOA	OBJ
Patudo	1	2	3
Aleta amarilla	3	3	3
Barrilete	2	3	3

cps_{jk} es la captura por lance para la especie j en el tipo de lance k (= captura de clase 6 (en número de animales) dividida por el número de lances de clase 6), en el año más reciente (2013). Se usó captura por lance en lugar de captura total a fin de controlar por diferencias en el esfuerzo entre los tipos de lance.

p_k es como se define para s_j^1

En la [Figura J-4b](#) se presenta una gráfica APS preliminar usando s_j^2 y en la [Tabla J-3b](#) se presentan los valores de s_{jk}^* , s_j^2 y v_2 . s_j^2 podría ser afectado por diferencias en la abundancia entre especies porque la captura por lance es afectada por la abundancia. Clasificar cps_{jk} por rango podría ayudar a minimizar este problema. Las reglas actuales para clasificar cps_{jk} por rango para especies de atunes no objetivo se basaron en la idea que una captura nula equivale a susceptibilidad mínima, una captura que aumenta por menos de un animal por lance equivale a susceptibilidad moderada, y una captura que aumenta por una tasa de esfuerzo de un animal o más por lance equivale a susceptibilidad alta. No obstante, estas reglas son una

"prueba de concepto" y podrían ser modificadas.

La segunda formulación alternativa de susceptibilidad, computada para especies aparte de atunes objetivo y delfines, s_j^3 , se ajusta por tendencias a largo plazo:

$$s_j^3 = \sum_k s_{jk}^{**} p_k$$

donde

s_j^3 es la susceptibilidad combinada para especie j , ajustada por tendencias a largo plazo

s_{jk}^{**} es el promedio de s_{jk} y las susceptibilidad a tendencias: $s_{jk}^{**} = \frac{1}{2}(s_{jk} + s_{trend_jk})$;

s_{jk} es como se define para s_j^1

s_{trend_jk} es la susceptibilidad a tendencias para la especie j en tipo de lance k , obtenida como sigue:

$$\begin{cases} 1.0 & \text{si la especie } j \text{ no ocurre en el tipo de lance } k \\ 1.5 & \text{si } trend_{jk} \text{ no es significativa o es significativa pero creciente} \\ 3.0 & \text{si } trend_{jk} \text{ es significativa pero decreciente} \end{cases}$$

$trend_{jk}$ es la pendiente de la regresión de $cps_{jk,y}$ y año y , a partir del inicio de la toma de datos (que puede variar por especie). Se computó $trend_{jk}$ para especies para las cuales no existen evaluaciones completas (o indicadores de ordenación) y para las cuales no se ha determinado que los datos de la pesca no son adecuados para la estimación de tendencias; es decir, para especies aparte de las tres especies de atún objetivo y las especies de delfines (pero ver más adelante). Una tendencia significativa fue cualquier pendiente con un valor $p < 0.05$.

$cps_{jk,y}$ es la captura por lance de especie j para el tipo de lance k en el año y

En la [Figura J-4c](#) se presentan una gráfica preliminar de APS usando s_j^3 para especies aparte de las tres especies de atunes objetivo y de las especies de delfines, y en la [Tabla J-3c](#) se presentan los valores de s_{jk}^{**} , s_j^3 y v_3 . Para el futuro, se podría ampliar s_j^3 para incluir las tres especies de atunes objetivo mediante la estimación de tendencias a partir de la biomasa reproductora, y a las especies de delfines mediante el uso de tendencias estimadas a partir de estimaciones históricas de la abundancia basadas en transectos lineales. Una preocupación acerca de s_j^3 es que las tendencias estimadas a partir de la captura por lance podrían no seguir de forma fiable los cambios de la abundancia (tal como se demostró en el caso de los delfines en el Documento [SAC-05-11d](#)).

Las tres medidas de susceptibilidad, s_j^1 , s_j^2 , y s_j^3 , son consideradas preliminares y representan ideas de "prueba de concepto" para ilustrar varias opciones para computar susceptibilidad ajustada a la pesquería de cerco del OPO. Estas medidas junto con los datos de capturas disponibles para especies no objetivo por arte de pesca serán revisadas con el nuevo Especialista en Ecosistemas en agosto de 2016. Este trabajo ayudará a facilitar mejoras futuras del APS existente en el OPO y/o ayudar en el desarrollo de una nueva ERE.

En respuesta a solicitudes hechas por participantes en la séptima reunión del Comité Científico Asesor en 2016 de extender la ERE a otras pesquerías que operan en el OPO, el personal de la CIAT produjo tres documentos separados para elucidar los detalles para mejorar los APS de la CIAT. El primer documento describe un análisis preliminar de metadatos para la pesquería atunera palangrera a gran escala en el OPO ([SAC-08-07b](#)), prerrequisito para producir un APS para esta pesquería, ya que (1) una lista de especies que interactúan con la pesquería es un componente esencial del APS, y (2) son necesarios datos de captura y

esfuerzo para parametrizar los atributos de susceptibilidad en un APS. En el segundo documento ([SAC-08-07c](#)), se comenta la resolución de redundancia en los atributos de productividad de los APS, con miras a mejorar APS futuros, y el tercer documento ([SAC-08-07d](#)) ilustra un APS preliminar para la pesquería atunera palangrera a gran escala en el OPO, tomando en cuenta los resultados de los dos documentos precursores.

En vista de que la importancia de los enfoques holísticos a la ordenación ecosistémica de la pesca va en aumento a nivel mundial, y la CIAT cuenta con un mandato bajo la Convención de Antigua de considerar los efectos directos e indirectos de la pesca sobre el ecosistema (ver introducción), en 2016 el personal de la CIAT participó en la reunión conjunta de OROP atuneras sobre la implementación del enfoque ecosistémico a la pesca, convocada por el Proyecto de Atún Océanos Comunes ABNJ, que es implementado por la FAO y financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial. Los objetivos de la reunión fueron (1) establecer comunicación entre los miembros de cada OROP atunera sobre las dificultades de implementar un enfoque ecosistémico a la pesca (EEP), (2) resumir los avances en cada OROP atunera con respecto al EEP, y (3) proponer soluciones potenciales por caso específico hacia la implementación del EEP a nivel operacional. La evaluación de riesgos ecológicos es un componente de los EEP usados por muchas de las OROP atuneras, con el objetivo de identificar y priorizar investigaciones de especies clasificadas como ‘en riesgo’ o ‘altamente vulnerables’. En la reunión se discutieron los tipos de ERE que podrían ser usados como marco común entre las OROP atuneras, aunque los participantes señalaron que el EEP es una herramienta de ordenación que debe ser iniciada a nivel de comisión. Se está elaborando un informe que detalla los resultados de la reunión.

8. MODELADO DE ECOSISTEMAS

Es evidente que los distintos componentes de un ecosistema interactúan. La ordenación ecosistémica de la pesca es facilitada por la elaboración de modelos ecosistémicos multiespecíficos que representan las interacciones ecológicas entre las especies o gremios. Nuestros conocimientos del complicado laberinto de conexiones en los ecosistemas del océano abierto están en su etapa temprana, y, por lo tanto, la mayor utilidad de los modelos de ecosistema actuales es como instrumentos descriptivos para explorar los efectos de una mezcla de hipótesis y conexiones establecidas entre los componentes del ecosistema. Los modelos de ecosistema necesitan mantener un equilibrio entre representaciones simplistas por un lado y una complejidad imposible de manejar por el otro.

El personal de la CIAT ha desarrollado un modelo del ecosistema pelágico en el OPO tropical ([Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 3](#)) para explorar cómo la pesca y la variación climática podrían afectar los animales en los niveles tróficos medianos y altos. El modelo tiene 38 componentes, entre ellos las principales especies explotadas (atunes, por ejemplo), grupos funcionales (tiburones y peces voladores, por ejemplo), y especies sensibles (tortugas marinas, por ejemplo). Algunos grupos taxonómicos están subdivididos en categorías (marlines grandes y pequeños, por ejemplo). La resolución taxonómica del modelo es más fina en los niveles tróficos superiores, pero la mayor parte de la biomasa del sistema está en los niveles tróficos medianos y bajos. Se estimaron las descargas y descartes para cinco “artes” de pesca: caña, palangre, y tres tipos de lances cerqueros: sobre atunes asociados con delfines, con objetos flotantes, y no asociados. El modelo está enfocado en las regiones pelágicas; no describe adecuadamente los ecosistemas locales costeros.

La mayor parte de la información que describe las interacciones interespecíficas en el modelo provino de un proyecto conjunto CIAT-NMFS, el que incluyó estudios de los hábitos alimenticios de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo, delfines, tiburones pelágicos, peces picudos, dorados, petos, salmones, y otros. El objetivo del proyecto fue contribuir a los conocimientos de la asociación atún-delfín, y se adoptó un diseño de muestreo a nivel de comunidad.

Investigaciones recientes por Griffiths *et al.* (2013)²¹ demostraron sistemas de control de “cintura de avispa” en dos grandes ecosistemas marinos. Se ha usado el modelo ecosistémico para evaluar los posibles efectos de variabilidad en los procesos forzados desde abajo por el medio ambiente sobre los niveles tróficos medianos y altos del ecosistema pelágico. Se incorporaron en el modelo series de tiempo predefinidas de biomasa de productores para aproximar los cambios en la producción primaria documentados durante eventos de El Niño y La Niña, y se simuló la dinámica de los demás componentes del ecosistema. Se usó el modelo también para evaluar las contribuciones relativas de la pesca y el medio ambiente en la formación de la estructura del ecosistema en el OPO pelágico tropical. Se hizo esto usando el modelo para predecir cuáles componentes del ecosistema podrían ser susceptibles a efectos de la pesca de arriba hacia abajo, dada la importancia aparente de la variabilidad ambiental en la estructuración del ecosistema. En general, los animales con tasas de cambio relativamente bajas fueron afectados más por la pesca que por el medio ambiente, y aquéllos con tasas relativamente altas más por el medio ambiente que por la pesca.

Se cree generalmente que la estructura de los ecosistemas marinos es controlada por uno de dos mecanismos: control « abajo-arriba » (impulsado por recursos), en el cual la dinámica de los productores primarios (por ejemplo, fitoplancton) controla la producción y biomasa en los niveles tróficos superiores, o control « arriba-abajo » (impulsado por consumidores), en los que la depredación por depredadores de alto nivel trófico controla la abundancia y composición de las presas en los niveles tróficos inferiores. En años relativamente recientes se ha reconocido también el control de « cintura de avispa ». Esto se refiere a una combinación de forzamiento abajo-arriba y arriba-abajo por un pequeño número de especies abundantes, altamente productivas, y de vida corta, en niveles tróficos intermedios (por ejemplo, sardinas y anchoas) que forman una « cintura » estrecha que regula el flujo de energía en el sistema. Estas especies ejercen un control depredador arriba-abajo sobre los flujos de energía del zooplancton, pero también un control abajo-arriba porque proporcionan energía para los depredadores de alto nivel trófico. Se ha supuesto que el control de « cintura de avispa » ocurre principalmente en sistemas costeros altamente productivos pero con pocas especies (por ejemplo, regiones de afloramiento), que pueden ser altamente inestables y donde pueden ocurrir cambios de régimen natural rápidos en períodos breves. Se usó el modelo de ecosistema del OPO tropical en conjunto con un modelo de una región frente al litoral este de Australia donde se capturan atunes y peces picudos para examinar la posible dinámica de forzamiento de estos sistemas. Estos dos ecosistemas pelágicos, grandes y ricos en especies, también muestran una estructura parecida a la « cintura de avispa », en el sentido que los cefalópodos y peces en niveles tróficos intermedios, de vida corta y crecimiento rápido, forman la enorme mayoría de la biomasa. Se observaron los efectos forzantes más importantes al modificar las biomásas de los peces epipelágicos y mesopelágicos de nivel trófico mediano en los modelos, lo cual causó cascadas tróficas dramáticas tanto hacia arriba como hacia abajo en el sistema. Estos ecosistemas pelágicos tropicales parecen poseer una estructura compleja en la cual varios grupos de cintura y rutas tróficas alternativas de productores primarios a depredadores ápice pueden causar efectos impredecibles cuando se modifican las biomásas de grupos funcionales particulares. Estos modelos destacan los posibles mecanismos de estructuración en los sistemas pelágicos, que tienen implicaciones para las pesquerías que explotan estos grupos (por ejemplo, la pesca del calamar), así como para las pesquerías de depredadores ápice, como los atunes y peces picudos, que se alimentan de las especies de « cintura de avispa ».

9. ACCIONES DE LA CIAT Y EL APICD RELATIVAS A CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

Tanto la Convención de la CIAT como el APICD tienen objetivos que versan sobre la incorporación de consideraciones ecosistémicas en la ordenación de las pesquerías atuneras en el OPO. Acciones tomadas en

²¹ Griffiths, S., R. Olson, and G. Watters. 2013. Complex wasp-waist regulation of pelagic ecosystems in the Pacific Ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 23(4): 459-475

el pasado incluyen:

9.1. Delfines

- a. Desde hace muchos años se evalúa el impacto de la pesquería sobre las poblaciones de delfines, y los programas para reducir o eliminar ese impacto han tenido un éxito considerable.
- b. Se ha limitado la mortalidad incidental de todas las poblaciones de delfines a niveles insignificantes con respecto al tamaño de las poblaciones.

9.2. Tortugas marinas

- a. Se ha compilado una base de datos sobre todos los avistamientos, capturas, y mortalidades de tortugas marinas reportadas por observadores.
- b. En junio de 2003, la CIAT adoptó una *Recomendación sobre tortugas marinas*, en la que se contempla “el desarrollo de un programa de tres años que podría incluir la reducción de capturas incidentales de tortugas marinas, investigaciones biológicas de tortugas marinas, perfeccionamiento de artes de pesca, educación de la industria y otras técnicas para mejorar la conservación de tortugas marinas.” En enero de 2004, el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental propuso un programa detallado que incluye todos estos elementos e insta a todas las naciones con buques que pescan atunes en el OPO a que provean a la CIAT información sobre interacciones de las pesquerías con tortugas marinas en el OPO, incluyendo capturas tanto incidentales como directas, y otros impactos sobre las poblaciones de tortugas marinas. En junio de 2004, la CIAT adoptó la [Resolución C-04-07](#) sobre un programa de tres años para mitigar el impacto de la pesca atunera sobre las tortugas marinas; incluye disposiciones sobre la toma de datos, medidas de mitigación, educación de la industria, fomento de capacidad, e informes.
- c. La [Resolución C-04-05](#), adoptada por la CIAT en junio de 2004, contiene disposiciones relativas a la liberación y tratamiento de tortugas marinas capturadas en redes de cerco. Prohíbe también a los buques desechar bolsas y otra basura plástica en el mar, y encarga al Director estudiar y formular recomendaciones acerca del diseño de plantados, particularmente el uso de malla de red sujeta bajo el agua a los mismos.
- d. La [Resolución C-07-03](#), adoptada por la CIAT en junio de 2007, contiene disposiciones acerca de la instrumentación de programas de observadores en pesquerías bajo el amparo de la Comisión que podrían ejercer un efecto sobre las tortugas marinas y actualmente no son acatadas. La resolución exige que los pescadores fomenten la recuperación y reanimación de tortugas marinas de caparazón duro comatosas o inactivas antes de devolverlas al agua. Se dirige a los CPC con buques de cerco o palangre que pesquen especies abarcadas por la Convención de la CIAT en el OPO evitar a evitar encuentros con las tortugas marinas, reducir las mortalidades mediante el uso de una variedad de técnicas, y realizar investigaciones sobre la modificación de los diseños de los plantados y las artes de palangre y las prácticas de pesca.
- e. En respuesta a una solicitud de la Subsecretaría de Recursos Pesqueros del Ecuador, un programa fue establecido por World Wildlife Fund, la CIAT, y el gobierno de Estados Unidos, para mitigar la captura incidental y reducir la mortalidad de tortugas marinas causadas por la pesca con palangre. Un elemento clave de este programa es la comparación de las tasas de captura de atunes, peces picudos, tiburones, y dorado capturados con anzuelos J con las tasas de captura con anzuelos circulares. Los anzuelos circulares no enganchan tantas tortugas como los anzuelos J, usados tradicionalmente en la pesca palangrera, y la probabilidad de herir gravemente a las tortugas que muerden los anzuelos circulares es menor porque son más anchos y suelen engancharse en la mandíbula inferior, en lugar de internarse en el esófago y otras áreas, evento más peligroso y más

común con los anzuelos J. Se difundieron además a las flotas palangreras de la región procedimientos y herramientas para liberar tortugas marinas enganchadas y enmalladas.

Al fin de 2008, el programa de intercambio de anzuelos y de observadores, que comenzó en Ecuador en 2003, fue activo en Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, Panamá, y Perú, y está en desarrollo en Chile, con talleres en muchos puertos. El programa en Ecuador se está realizando en conjunto con el gobierno y la Overseas Fishery Cooperation Foundation de Japón, mientras que en los otros países es financiado por agencias de EE.UU. Los resultados iniciales señalan que, en las pesquerías dirigidas hacia los atunes, peces picudos y tiburones, ocurrió una reducción importante en las tasas de enganche de las tortugas marinas con los anzuelos circulares, y que menos anzuelos se alojaron en el esófago u otras áreas perjudiciales para las tortugas. Las tasas de captura de las especies objetivo son, en general, similares a aquéllas de los anzuelos J. Se realizó también un experimento en la pesquería de dorado con anzuelos circulares más pequeños; las tasas de enganche de tortugas disminuyeron, pero menos que en las pesquerías de atunes, peces picudos y tiburones. Además, miembros del personal de la CIAT y otros dirigieron talleres e hicieron presentaciones en todos los países que participan en el programa.

9.3. Aves marinas

- a. La Recomendación [C-10-02](#), adoptada por la CIAT en octubre de 2010, reafirmó la importancia que los miembros de la CIAT y los no miembros cooperantes apliquen, en caso apropiado, el *Plan de Acción Internacional para reducir las capturas incidentales de aves marinas en la pesca con palangre* de la FAO (PAI – Aves marinas). Los gobiernos detallados en la recomendación acordaron notificar a la CIAT de su instrumentación del PAI-Aves Marinas, incluyendo, según proceda, la situación de su Plan de Acción Nacional para reducir la captura incidental de las aves marinas en las pesquerías de palangre. Se acordó además que los gobiernos exigirían de sus buques palangreros que pescan Especies gestionadas por la CIAT en zonas específicas (detalladas en el Anexo 1 de la recomendación) usar al menos dos de un conjunto de ocho medidas de mitigación determinadas. Además, se alentó a los miembros y no miembros cooperantes de la CIAT a establecer programas nacionales para asignar observadores a buques palangreros de su pabellón o que pescan en sus aguas, y adoptar medidas dirigidas a asegurar que las aves marinas capturadas vivas durante las faenas de pesca con palangre sean liberadas vivas y en las mejores condiciones posibles.
- b. La resolución [C-11-02](#), adoptada por la CIAT en julio de 2011, reafirmó la importancia de aplicar el PAI-Aves marinas (ver 9.3.a), y dispone que los Miembros y No miembros cooperantes (CPC) requerirán de sus buques palangreros de más de 20 metros de eslora total y que pesquen especies abarcadas por la CIAT en el OPO usar al menos dos de las medidas de mitigación detalladas, y establece estándares técnicos mínimos para dichas medidas. Alienta a los CPC a emprender, conjunta e individualmente, investigaciones para desarrollar y refinar los métodos para mitigar la captura incidental de aves marinas, y remitirán a la CIAT cualquier información derivada de estos esfuerzos. Además, alienta a los CPC a establecer programas nacionales para la asignación de observadores a bordo de los buques de palangre que enarbolan su pabellón o que pesquen en sus aguas, con el propósito de, entre otros, obtener información sobre las interacciones de las aves marinas con las pesquerías de palangre.

9.4. Otras especies

- a. En junio de 2000, la CIAT adoptó una resolución sobre la liberación de tiburones, rayas, peces picudos, dorados, petos, y otras especies no objetivo.
- b. La [Resolución C-04-05](#), adoptada por la CIAT en junio de 2006, encarga al Director buscar fondos para la reducción de la mortalidad incidental de atunes juveniles, para desarrollar técnicas y/o equipo para facilitar la liberación de peces picudos, tiburones y rayas de la cubierta o de la red, y para realizar

experimentos para estimar las tasas de supervivencia de peces picudos, tiburones y rayas liberados.

- c. La [Resolución C-11-10](#), adoptada por la CIAT en julio de 2011, prohíbe la retención a bordo, transbordo, descarga, almacenamiento, venta, u ofrecimiento de venta del cadáver de tiburones oceánicos punta blanca, en parte o entero, en las pesquerías abarcadas por la Convención de Antigua, y requiere que se liberen con prontitud ilesos, en la medida de lo posible, tiburones punta blanca cuando sean aproximados al costado del buque.
- d. La Resolución C-15-04, adoptada por la CIAT en julio de 2015, prohíbe retener a bordo, trasbordar, descargar, almacenar, vender, u ofrecer para la venta rayas Mobulidae (que incluyen las rayas Manta y Mobula), en parte o enteras, y requiere que los buques liberen toda raya Mobulidae viva siempre que sea posible. Los requisitos establecidos en la resolución no se aplican a pesquerías a pequeña escala y artesanales exclusivamente para consumo interno. El número de descartes y liberaciones de rayas Mobulidae y su condición (viva o muerta) será reportado a la CIAT a través de los programas de observadores.
- e. La resolución [C-16-05](#), adoptada en julio de 2016, establece que el personal científico de la CIAT desarrollará un plan de trabajo para realizar evaluaciones completas de poblaciones para el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) y los tiburones martillo (*Sphyrna lewini*, *S. zygaena* y *S. mokarran*). Los CPC requerirán de sus pescadores recolectar y remitir datos de captura de tiburones sedosos y martillo, y remitirán los datos a la CIAT de conformidad con los requisitos de notificación de datos de la CIAT. Los CPC requerirán que los buques cerqueros de su pabellón sigan todos los requisitos de liberación segura para todos los tiburones, excepto aquellos retenidos a bordo del buque. Los CPC prohibirán a los buques palangreros de su pabellón que pesquen atún y pez espada en el Área de la Convención el uso de líneas tiburonerías.
- f. La resolución [C-16-06](#), adoptada en julio de 2016, prohíbe la retención a bordo, transbordo, descarga, o almacenamiento, de cualquier parte o del cuerpo entero de tiburones sedosos capturados en el Área de la Convención por buques de cerco. Los CPC requerirán que todo buque palangrero cuya licencia de pesca no incluya como objetivo de pesca a los tiburones y que capture tiburones incidentalmente, limite la captura incidental de tiburones sedosos a un máximo del 20% de la captura total por viaje de pesca en peso. Los CPC requerirán que sus pesquerías multiespecíficas que usen palangres de superficie²² limiten la captura de tiburones sedosos de menos de 100 cm de talla total al 20% del número total de tiburones sedosos capturados durante el viaje. En el caso de aquellas pesquerías multiespecíficas que usen palangres de superficie y que hayan capturado más del 20% de tiburones sedosos por peso en promedio, los CPC prohibirán el uso de reinales de acero durante un periodo de tres meses consecutivos cada año.

9.5. Dispositivos agregadores de peces (plantados)

- a. La resolución [C-16-01](#), adoptada por la CIAT en junio de 2016, enmienda y reemplaza la Resolución [C-15-03](#), adoptada por la CIAT en julio de 2015. Requiere que todos los buques cerqueros, cuando pesquen sobre plantados en el Área de la Convención, reúnan y notifiquen información sobre los mismos, incluyendo un inventario de los plantados presentes en el buque, y que especifiquen, para cada plantado, su identificación, tipo, y características. Adicionalmente, para cada actividad relacionada con un plantado, se debe reportar la posición, fecha, hora, tipo de actividad, identificación del plantado, y los resultados de cualquier lance en términos de captura y captura incidental. Se pueden recolectar los

²² Para los fines de la presente resolución, los palangres de superficie son aquellos en los que la mayoría de los anzuelos pescan a profundidades de menos de 100 m y están dirigidos a especies distintas del pez espada.

datos a través de una bitácora dedicada, modificaciones de hojas de datos regionales, u otros procedimientos nacionales de notificación.. El personal de la CIAT analizará los datos obtenidos, a fin de identificar cualquier elemento adicional necesario para evaluar los efectos del uso de plantados sobre el ecosistema, y presentará recomendaciones iniciales para la ordenación de los plantados en el OPO. Las recomendaciones incluirán métodos para limitar la captura de atunes patudo y aleta amarilla pequeños asociados a la pesca sobre plantados. Los CPC requerirán que los propietarios y armadores de sus buques pesqueros cerqueros aplicables identifiquen todo plantado sembrado o modificado por dichos buques, de conformidad con un sistema de identificación de la Comisión. A fin de reducir el enmallamiento de tiburones, tortugas marinas, o cualquier otra especie, se especifican principios para el diseño y uso de plantados. Se prohíbe lanzar una red de cerco sobre atunes asociados con un tiburón ballena vivo, si se observa el animal antes del lance. Se ha establecido un grupo de trabajo sobre plantados y sus objetivos son recolectar y compilar información sobre plantados, revisar los requisitos de recolección de datos, compilar información sobre los acontecimientos en otras OROP atuneras sobre los plantados, compilar información sobre avances en la información científica más actual sobre plantados, incluyendo información sobre plantados no enmallantes, preparar informes anuales para el Comité Científico Asesor, e identificar y revisar posibles medidas de ordenación.

9.6. Todas especies

- a. Se está recabando datos sobre las capturas incidentales por buques cerqueros grandes, y se insta a los gobiernos a proveer información sobre las capturas incidentales de otros buques.
- b. Se han recabado datos sobre la distribución espacial de las capturas incidentales y las proporciones de captura incidental a captura para análisis de opciones de políticas de reducción de capturas incidentales.
- c. Se ha recabado información para evaluar medidas para reducir las capturas incidentales, tales como vedas, límites de esfuerzo, etc.
- d. Se han realizado evaluaciones de preferencias de hábitat y el efecto de cambios ambientales.
- e. Se han adoptado requisitos para los CPC para asegurar que, a partir del 1 de enero de 2013, un mínimo de 5% del esfuerzo de pesca realizado por sus buques palangreros de más de 20 metros de eslora total lleve un observador científico.

10. ACONTECIMIENTOS FUTUROS

Es poco probable, al menos en el futuro cercano, que se disponga de evaluaciones de las poblaciones de la mayoría de las especies de captura incidental. Es posible que en lugar de evaluaciones formales se puedan desarrollar índices para evaluar tendencias en la condición de estas especies. La experiencia del personal de la CIAT con los delfines sugiere que la tarea no es trivial si se desea una precisión relativamente alta.

La mejor forma de facilitar la ordenación ecosistémica de la pesca podría ser a través de un enfoque multifacético que implica el desarrollo y seguimiento de indicadores biológica y ecológicamente significativos para especies indicadoras clave y la integridad del ecosistema. Los indicadores ecológicos podrían ser índices agrupados que describen la estructura del ecosistema entero (diversidad, por ejemplo), o componentes específicos (nivel trófico de la captura, por ejemplo). Los indicadores biológicos pueden generalmente estar relacionados con una sola especie, tal vez aquellas de importancia ecológica clave, y tener la forma de puntos de referencia usados comúnmente en la pesca (por ejemplo, F_{RMS}), CPUE, u otras medidas sencillas tales como cambios en el espectro de tamaños. Sin embargo, los indicadores usados dependen fuertemente de la fiabilidad de la información disponible del nivel de especie a ecosistema.

La distribución de las pesquerías de atunes y peces picudos en el OPO es tal que incluye probablemente varias

regiones con características ecológicas diferentes. Es posible que, dentro de éstas, masas de agua, características oceanográficas o topográficas, influencias del continente, etcétera, generen heterogeneidad que afecte la distribución de las distintas especies y su abundancia relativa en las capturas. Sería ventajoso incrementar los conocimientos de estos estratos ecológicos para poder usarlos en nuestros análisis.

Es importante continuar los estudios de los ecosistemas en el OPO. La capacidad de resolver problemas relacionados con la pesca y el ecosistema crecerá con el número de variables de hábitat, grupos taxonómicos y niveles tróficos estudiados y con series de tiempo de datos más largas.

Los trabajos futuros incluirán por lo tanto las metas siguientes para abordar efectos ecosistémica todos de las pesquerías que operan en el OPO:

1. Gestión de bases de datos para (a) cotejar y reestructurar los datos de palangre para producir ERE mejoradas y (b) poblar las bases de datos ecológica y de ciclo vital para parametrizar APS y modelos ecosistémica los.
2. Continuación de evaluaciones ecológicas rápidas para especies no objetivo de datos escasos mediante (a) refinamiento de APS para la pesquería palangrera de alta mar, (b) extender APS a otras pesquerías (por ejemplo, a la pesquería palangrera artesanal), (c) desarrollar un APS acumulativo para todas las pesquerías del OPO, (d) realizar una evaluación preliminar de riesgos SAFE para las pesquerías del OPO, y (e) finalizar un enfoque de evaluación de riesgos para las pesquerías que faenan en el OPO.
3. Desarrollo de propuestas de investigación para (a) un programa de seguimiento ecológico para dar seguimiento especies clave por las ERE, y (b) continuación de muestreo biológico (por ejemplo, muestras de estómago y tejido para análisis de isótopos estables) para evaluar las interacciones depredador-presa y niveles tróficos.
4. Realizar investigaciones de campo sobre experimentos de consumo y evacuación de especies clave para mejorar los datos biológicos usados en las ERE y los modelos ecosistémicos.
5. Evaluar y pronosticar los impactos de la pesca sobre la dinámica del ecosistema y especies clave mediante modelos ecosistémicos y simulaciones de modelos espacial y temporal.
6. Continuación de informes de estimación de captura incidental e índices ecológicos agrupados.

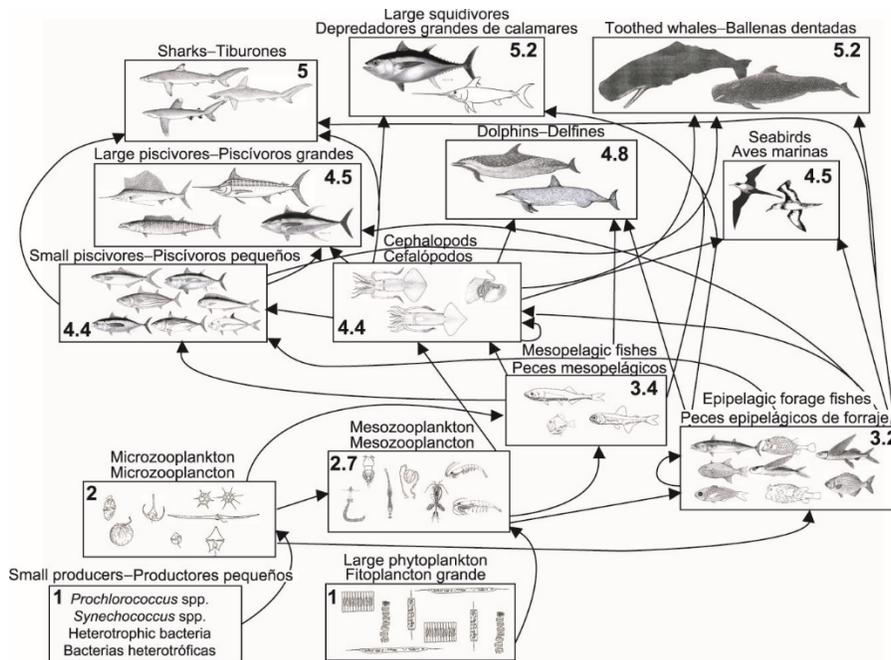


FIGURE J-1. Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

FIGURA J-1. Diagrama simplificado de la red trófica del ecosistema pelágico en el OPO tropical. Los números en los recuadros indican el nivel trófico aproximado de cada grupo.

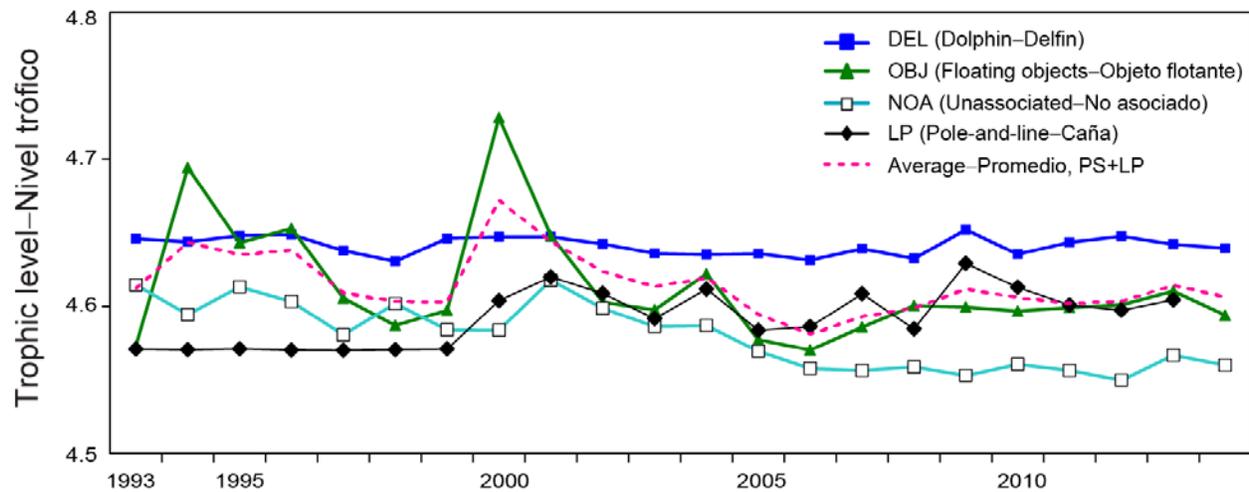


FIGURE J-2. Yearly mean trophic level estimates of the catches (retained and discarded) by the purse-seine and pole-and-line fisheries in the tropical EPO, 1993-2014. Pole-and-line catches were not reported separately in 2014, instead they were combined with other gears.

FIGURA J-2. Estimaciones anuales del nivel trófico de las capturas (retenidas y descartadas) de las pesquerías cerquera y cañera en el OPO tropical, 1993-2014. Las capturas cañeras no fueron reportadas por separado en 2014, sino que fueron combinadas con otras artes.

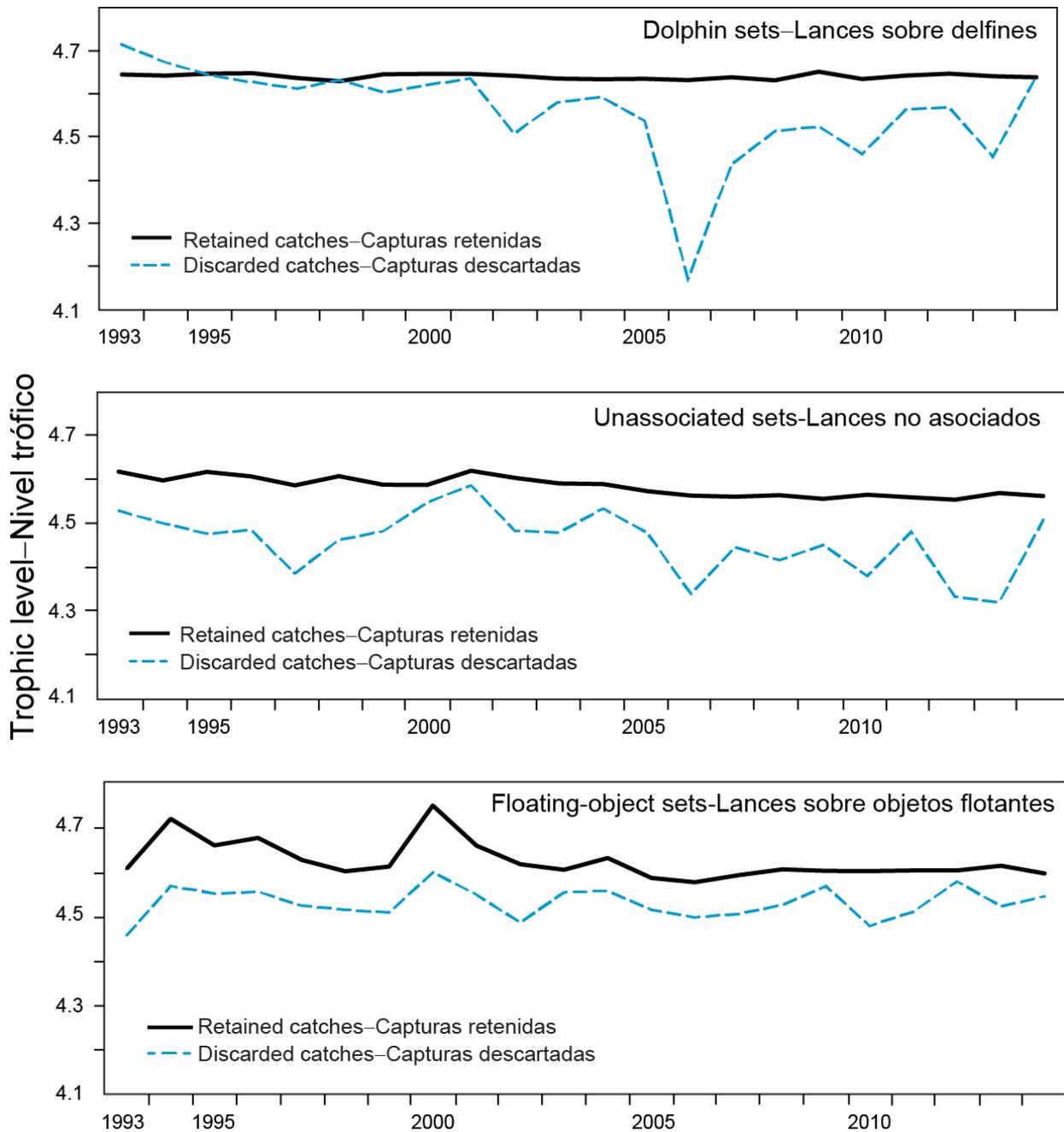


FIGURE J-3. Trophic level estimates of the retained catches and discarded catches by purse-seine fisheries in the tropical EPO, by set type, 1993-2014.

FIGURA J-3. Estimaciones del nivel trófico de las capturas retenidas y descartadas por las pesquerías cerqueras en el OPO tropical, por tipo de lance, 1993-2014.

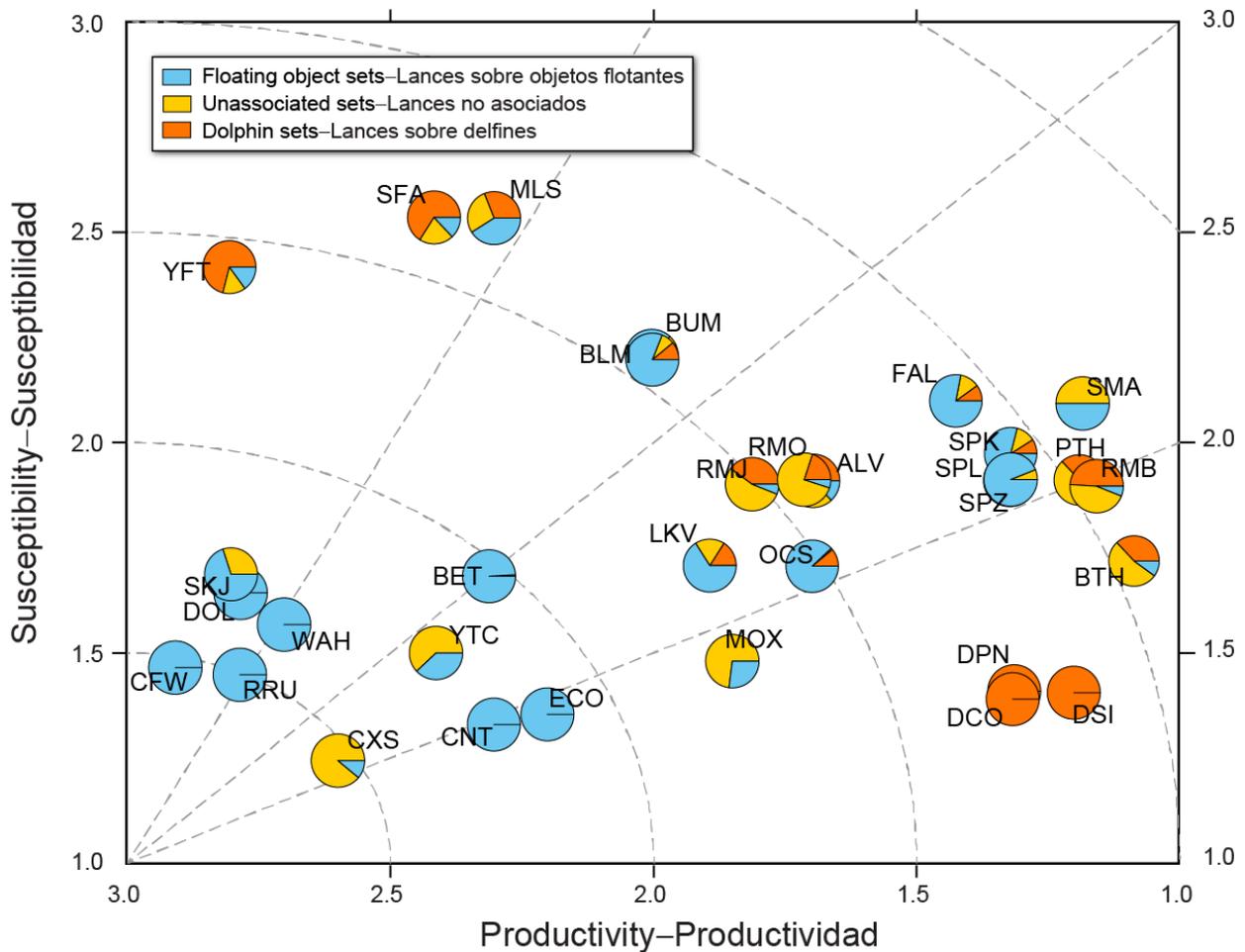


FIGURE J-4a. Productivity and susceptibility x-y plot for target and bycatch species caught by the purse-seine fishery of the EPO during 2005-2013, based on s_j^1 . The pie charts show the proportion of bycatch (non-tuna species) or proportion of catch (tuna species), by set type, for those set types with bycatch or catch $\geq 5\%$ for the species. See [Table J-3a](#) for species codes.

FIGURA J-4a. Gráfica x-y de productividad y susceptibilidad de especies objetivo y de captura incidental capturadas por la pesquería de cerco del OPO durante 2005-2013, basada en s_j^1 . Las gráficas de sectores ilustran la proporción de captura incidental (especies aparte de los atunes) o proporción de la captura (especies de atunes), por tipo de lance, en aquellos tipos de lance con captura incidental o captura $\geq 5\%$ de esa especie. Ver los códigos de especies en la [Tabla J-3a](#).

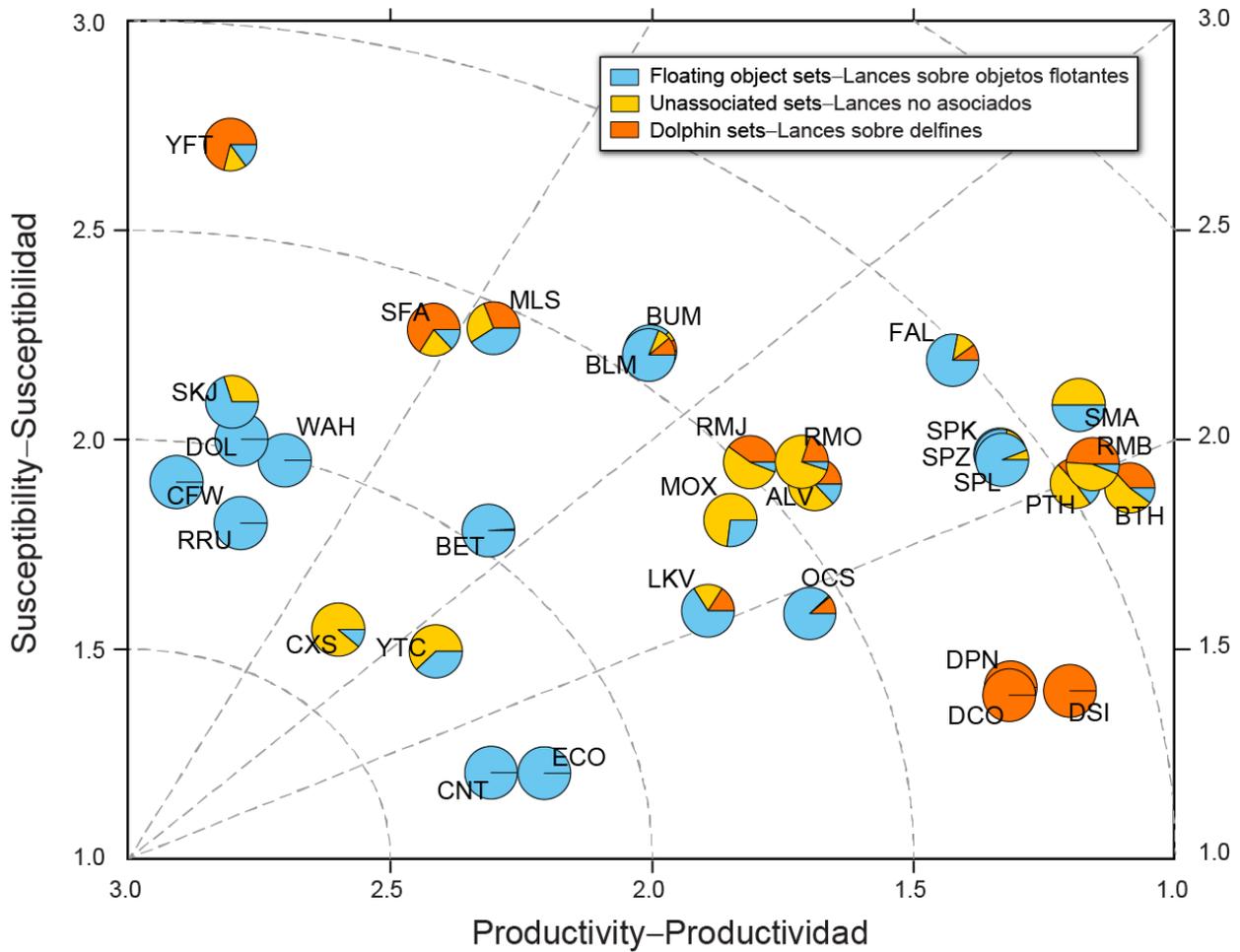


FIGURE J-4b. Productivity and susceptibility x-y plot for target and bycatch species caught by the purse-seine fishery of the EPO during 2005-2013, based on s_j^2 . The pie charts show the proportion of bycatch (non-tuna species) or proportion of catch (tuna species), by set type, for those set types with bycatch or catch $\geq 5\%$ for the species. See [Table J-3b](#) for species codes.

FIGURA J-4b. Gráfica x-y de productividad y susceptibilidad de especies objetivo y de captura incidental capturadas por la pesquería de cerco del OPO durante 2005-2013, basada en s_j^2 . Las gráficas de sectores ilustran la proporción de captura incidental (especies aparte de los atunes) o proporción de la captura (especies de atunes), por tipo de lance, en aquellos tipos de lance con captura incidental o captura $\geq 5\%$ de esa especie. Ver los códigos de especies en la [Tabla J-3b](#).

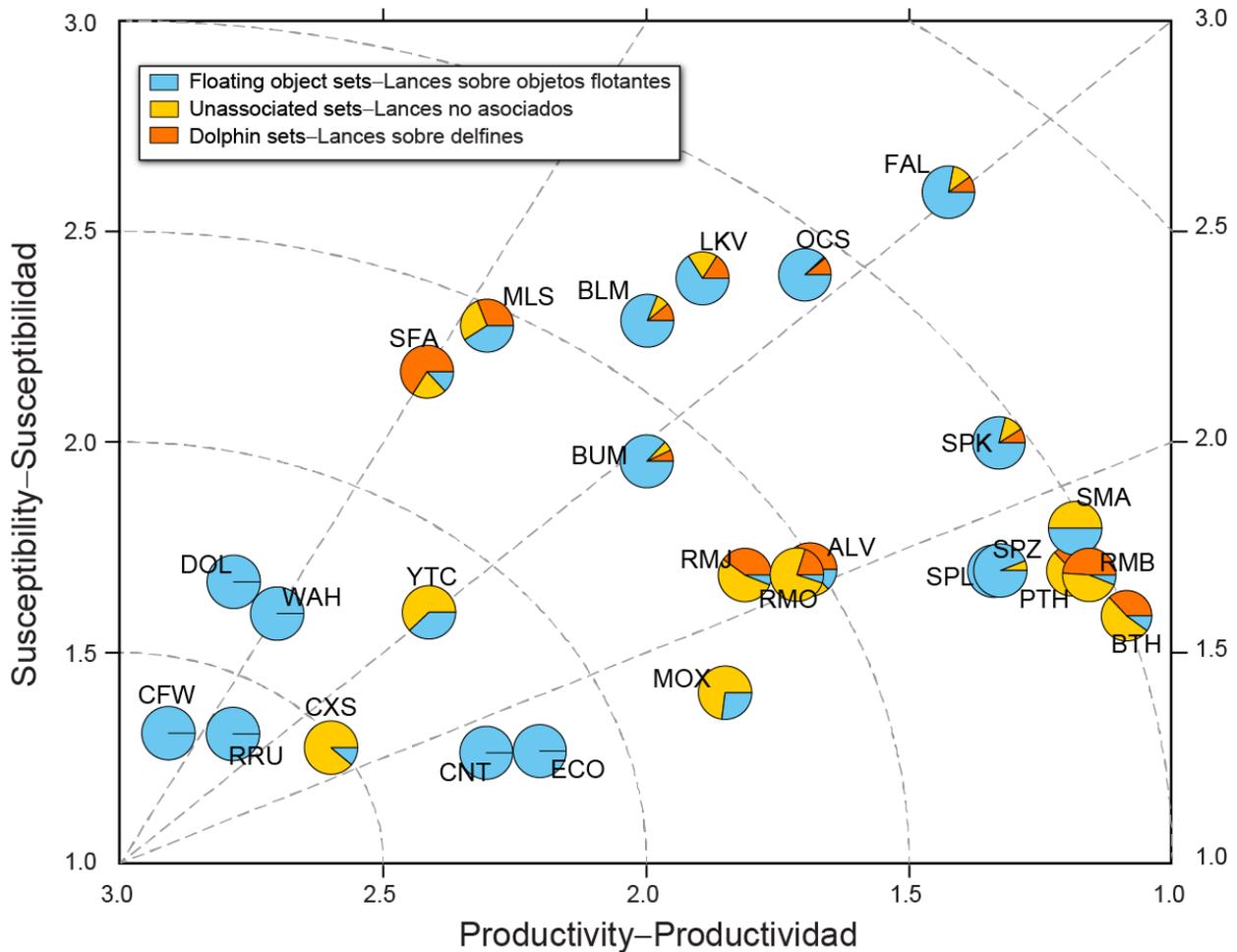


FIGURE J-4c. Productivity and susceptibility x-y plot for bycatch species caught by the purse-seine fishery of the EPO during 2005-2013, based on s_j^3 . s_j^3 was not computed for species for which full assessments (or management indicators) exist or for which the fishery data have been determined to be unsuitable for trend estimation; *i.e.*, for the three target tuna species and the dolphin species. The pie charts show the proportion of bycatch (non-tuna species), by set type, for those set types with bycatch $\geq 5\%$ for the species. See [Table J-3c](#) for species codes.

FIGURA J-4c. Gráfica x-y de productividad y susceptibilidad de especies objetivo y de captura incidental capturadas por la pesquería de cerco del OPO durante 2005-2013, basada en s_j^3 . No se computó s_j^3 para especies para las cuales existen evaluaciones completas (o indicadores de ordenación), o para las cuales se determinó que los datos de pesca no son adecuados para la estimación de tendencias; es decir, para las tres especies de atunes objetivo y las especies de delfines. Las gráficas de sectores ilustran la proporción de captura incidental (especies aparte de los atunes), por tipo de lance, en aquellos tipos de lance con captura incidental $\geq 5\%$ de esa especie. Ver los códigos de especies en la [Tabla J-3c](#).

TABLE J-1. Productivity attributes and scoring thresholds used in the IATTC PSA.

TABLA J-1. Atributos de productividad y umbrales de puntuación usados en el APS de la CIAT.

Productivity attribute Atributo de productividad	Ranking – Clasificación		
	Low – Bajo (1)	Moderate – Moderado (2)	High – Alto (3)
Intrinsic rate of population growth (<i>r</i>) Tasa intrínseca de crecimiento de la población (<i>r</i>)	≤ 0.1	> 0.1, ≤ 1.3	>1.3
Maximum age (years) Edad máxima (años)	≥ 20	> 11, < 20	≤ 11
Maximum size (cm) Talla máxima (cm)	> 350	> 200, ≤ 350	≤ 200
von Bertalanffy growth coefficient (<i>k</i>) Coeficiente de crecimiento de von Bertalanffy (<i>k</i>)	< 0.095	0.095 – 0.21	> 0.21
Natural mortality (<i>M</i>) Mortalidad natural (<i>M</i>)	< 0.25	0.25 – 0.48	> 0.48
Fecundity (measured) Fecundidad (medida)	< 10	10 – 200,000	> 200,000
Breeding strategy Estrategia de reproducción	≥ 4	1 to-a 3	0
Age at maturity (years) Edad de madurez (años)	≥ 7.0	≥ 2.7, < 7.0	< 2.7
Mean trophic level Nivel trófico medio	> 5.1	4.5 – 5.1	< 4.5

TABLA J-2. Atributos de susceptibilidad y umbrales de puntuación usados en el APS de la pesquería de cerco en el OPO. Incluye solamente buques de clase 6 (capacidad de acarreo > 363 t).

Atributo de susceptibilidad	Clasificación		
	Bajo (1)	Moderado (2)	Alto (3)
Estrategia de ordenación	Ordenación y medidas proactivas en vigor	Poblaciones mencionadas específicamente en resoluciones de conservación; seguimiento cercano	Sin medidas de ordenación; seguimiento cercano de poblaciones
Superposición por área-índice de concentración geográfica	Capturas incidentales máximas fuera de áreas con mayoría de lances y población no concentrada (o no infrecuente)	Capturas incidentales máximas fuera de áreas con mayoría de lances y población concentrada (o infrecuente), o capturas incidentales máximas en áreas con mayoría de lances y población no concentrada (o no infrecuente)	Capturas incidentales máximas en áreas con mayoría de lances y población concentrada (o infrecuente)
Superposición vertical con el arte	< 25% de la población ocurre en las profundidades pescadas		> 50% de la población ocurre en las profundidades pescadas
Migraciones estacionales	Migraciones estacionales reducen superposición con la pesquería	Migraciones estacionales no afectan sustancialmente la superposición con la pesquería	Migraciones estacionales aumentan la superposición con la pesquería
Agrupamiento /concentración y otras reacciones conductuales al arte	Respuestas conductuales reducen la capturabilidad del arte	Respuestas conductuales no reducen sustancialmente la capturabilidad del arte	Respuestas conductuales aumentan la capturabilidad del arte
Supervivencia potencial después de captura de liberación bajo prácticas de pesca actuales	Probabilidad de supervivencia > 67%	33% < probabilidad de supervivencia ≤ 67%	Probabilidad de supervivencia < 33%
Deseabilidad/valor de captura (porcentaje de retención)	Población no altamente valorada o deseada por la pesquería (retención < 33%)	Población moderadamente valorada o deseada por la pesquería (retención 33-66%)	Población altamente valorada o deseada por la pesquería (retención > 66%)

TABLA J-3a. Puntuaciones preliminares de productividad (p) y susceptibilidad (s) usadas para computar la medida general de vulnerabilidad v_1 . DEL: delfines; NOA: no asociado; OBJ: objetos flotantes. Se señalan las puntuaciones individuales de susceptibilidad, s_{jk} , para cada pesquería y como combinación ponderada de los valores de las pesquerías individuales, s_j^1 ; ver detalles en el texto. Estos valores son preliminares, ya que se considera el APS de este año una prueba de concepto.

* Categorías de la IUCN: EN= en peligro, NT= casi amenazado, VU=vulnerable, LC= preocupación menor, DD= datos insuficientes, NA= no evaluado

Grupo	Nombre científico	Nombre común	Código especie	IUCN*	Puntuación s_{jk} por pesquería			p	s_j^1	v_1
					DEL	NOA	OBJ			
Atunes	<i>Thunnus albacares</i>	Atún aleta amarilla	YFT	NT	2.38	2.38	2.38	2.78	2.38	1.40
	<i>Thunnus obesus</i>	Atún patudo	BET	VU	1.00	2.23	2.38	2.33	1.70	0.97
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Atún barrilete	SKJ	LC	1.00	2.38	2.38	2.78	1.73	0.76
Peces picudos	<i>Istiompax indica</i>	Marlín negro	BUM	VU	2.23	2.23	2.69	2.00	2.39	1.71
	<i>Makaira nigricans</i>	Marlín azul	BLM	DD	2.23	2.23	2.69	2.00	2.39	1.71
	<i>Kajikia audax</i>	Marlín rayado	MLS	NT	2.54	2.54	2.54	2.33	2.54	1.68
	<i>Istiophorus platypterus</i>	Pez vela indopacífico	SFA	LC	2.54	2.54	2.54	2.44	2.54	1.64
Delfines	<i>Stenella attenuata</i>	Delfín manchado	DSI	DD	1.77	1.00	1.00	1.22	1.36	1.82
	<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	DPN	LC	1.77	1.00	1.00	1.33	1.36	1.71
	<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	DCO	LC	1.62	1.00	1.00	1.33	1.29	1.70
Peces grandes	<i>Coryphaena hippurus</i>	Dorado	DOL	LC	1.00	2.00	2.31	2.78	1.64	0.68
	<i>Coryphaena equiselis</i>	Dorado pompano	CFW	LC	1.00	1.00	2.38	2.89	1.48	0.50
	<i>Acanthocybium solandri</i>	Peto	WAH	LC	1.00	1.00	2.62	2.67	1.57	0.66
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	Salmón	RRU	NA	1.00	1.00	2.31	2.78	1.46	0.51
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	Jurel voráz	MOX	NA	1.00	1.92	1.92	1.78	1.49	1.31
	<i>Seriola lalandi</i>	Medregal rabo amarillo	CXS	LC	1.00	2.38	1.00	2.56	1.25	0.51
	<i>Mola mola</i>	Pez luna	YTC	NA	1.00	2.08	1.85	2.44	1.49	0.75
Rayas	<i>Manta birostris</i>	Mantarraya gigante	RMB	VU	1.92	2.08	1.77	1.22	1.90	1.99
	<i>Mobula japanica</i>		RMJ	NT	1.92	2.08	1.77	1.78	1.90	1.51
	<i>Mobula thurstoni</i>		RMO	NT	1.92	2.08	1.77	1.67	1.90	1.60
Tiburones	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tiburón sedoso	FAL	NT	2.08	2.08	2.15	1.44	2.10	1.91
	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tiburón oceánico punta blanca	OCS	VU	1.69	1.00	2.08	1.67	1.70	1.50
	<i>Alopias superciliosus</i>	Tiburón zorro ojón	SPZ	VU	1.77	1.92	2.08	1.33	1.91	1.90
	<i>Alopias pelagicus</i>	Tiburón zorro pelágico	SPL	EN	1.77	1.92	2.08	1.33	1.91	1.90
	<i>Alopias vulpinus</i>	Tiburón zorro	SPK	EN	2.08	1.77	1.92	1.33	1.97	1.93
	<i>Sphyrna lewini</i>	Cornuda común	PTH	VU	1.92	1.92	1.77	1.22	1.87	1.98
	<i>Sphyrna mokarran</i>	Cornuda gigante	BTH	VU	1.77	2.08	1.46	1.11	1.72	2.02
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Cornuda cruz	ALV	VU	1.92	1.92	1.77	1.67	1.87	1.59
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón marrajo dientuso	SMA	VU	2.23	2.23	1.92	1.22	2.12	2.10
Peces pequeños	<i>Canthidermis maculata</i>	Pez ballesta oceánico	CNT	NA	1.00	1.00	2.00	2.33	1.35	0.76
	<i>Sectator ocyurus</i>	Chopa	ECO	NA	1.00	1.00	2.08	2.22	1.38	0.87
Tortugas	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tortuga golfinia	LKV	VU	1.62	2.23	1.62	1.89	1.73	1.33

TABLA J-3b. Puntuaciones preliminares de productividad (p) y susceptibilidad (s) usadas para computar la medida general de vulnerabilidad v_1 . DEL: delfines; NOA: no asociado; OBJ: objetos flotantes. Se señalan las puntuaciones individuales de susceptibilidad, s_{jk} , para cada pesquería y como combinación ponderada de los valores de las pesquerías individuales, s_j^2 ; ver detalles en el texto. Estos valores son preliminares, ya que se considera el APS de este año una prueba de concepto.

* Categorías de la IUCN: EN= en peligro, NT= casi amenazado, VU=vulnerable, LC= preocupación menor, DD= datos insuficientes, NA= no evaluado

Grupo	Nombre científico	Nombre común	Código especie	IUCN*	Puntuación s_{jk}^* por pesquería			p	s_j^2	v_1
					DEL	NOA	OBJ			
Atunes	<i>Thunnus albacares</i>	Atún aleta amarilla	YFT	NT	2.38	2.38	2.38	2.78	2.69	1.70
	<i>Thunnus obesus</i>	Atún patudo	BET	VU	1.00	2.23	2.38	2.33	1.79	1.04
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Atún barrilete	SKJ	LC	1.00	2.38	2.38	2.78	2.13	1.15
Peces picudos	<i>Istiompax indica</i>	Marlín negro	BUM	VU	2.23	2.23	2.69	2.00	2.20	1.56
	<i>Makaira nigricans</i>	Marlín azul	BLM	DD	2.23	2.23	2.69	2.00	2.20	1.56
	<i>Kajikia audax</i>	Marlín rayado	MLS	NT	2.54	2.54	2.54	2.33	2.27	1.44
	<i>Istiophorus platypterus</i>	Pez vela indopacífico	SFA	LC	2.54	2.54	2.54	2.44	2.27	1.39
Delfines	<i>Stenella attenuata</i>	Delfín manchado	DSI	DD	1.77	1.00	1.00	1.22	1.42	1.83
	<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	DPN	LC	1.77	1.00	1.00	1.33	1.42	1.72
	<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	DCO	LC	1.62	1.00	1.00	1.33	1.38	1.71
Peces grandes	<i>Coryphaena hippurus</i>	Dorado	DOL	LC	1.00	2.00	2.31	2.78	1.99	1.02
	<i>Coryphaena equiselis</i>	Dorado pompano	CFW	LC	1.00	1.00	2.38	2.89	1.92	0.92
	<i>Acanthocybium solandri</i>	Peto	WAH	LC	1.00	1.00	2.62	2.67	1.96	1.01
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	Salmón	RRU	NA	1.00	1.00	2.31	2.78	1.67	0.70
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	Jurel voráz	MOX	NA	1.00	1.92	1.92	1.78	1.74	1.43
	<i>Seriola lalandi</i>	Medregal rabo amarillo	CXS	LC	1.00	2.38	1.00	2.56	1.56	0.72
	<i>Mola mola</i>	Pez luna	YTC	NA	1.00	2.08	1.85	2.44	1.51	0.76
Rayas	<i>Manta birostris</i>		RMB	VU	1.92	2.08	1.77	1.22	1.95	2.02
	<i>Mobula japanica</i>		RMJ	NT	1.92	2.08	1.77	1.78	1.95	1.55
	<i>Mobula thurstoni</i>		RMO	NT	1.92	2.08	1.77	1.67	1.95	1.63
Tiburones	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tiburón sedoso	FAL	NT	2.08	2.08	2.15	1.44	2.23	1.98
	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tiburón oceánico punta blanca	OCS	VU	1.69	1.00	2.08	1.67	1.62	1.47
	<i>Alopias superciliosus</i>	Zorro ojón	SPZ	VU	1.77	1.92	2.08	1.33	1.95	1.92
	<i>Alopias pelagicus</i>	Zorro pelágico	SPL	EN	1.77	1.92	2.08	1.33	1.95	1.92
	<i>Alopias vulpinus</i>	Zorro	SPK	EN	2.08	1.77	1.92	1.33	1.98	1.94
	<i>Sphyrna lewini</i>	Cornuda común	PTH	VU	1.92	1.92	1.77	1.22	1.93	2.01
	<i>Sphyrna mokarran</i>	Cornuda gigante	BTH	VU	1.77	2.08	1.46	1.11	1.86	2.08
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Cornuda cruz	ALV	VU	1.92	1.92	1.77	1.67	1.93	1.63
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Marrajo dientuso	SMA	VU	2.23	2.23	1.92	1.22	2.06	2.07
Peces pequeños	<i>Canthidermis maculatus</i>	Pez ballesta oceánico	CNT	NA	1.00	1.00	2.00	2.33	1.18	0.69
	<i>Sectator ocyurus</i>	Chopa	ECO	NA	1.00	1.00	2.08	2.22	1.19	0.80
Tortugas	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tortuga golfina	LKV	VU	1.62	2.23	1.62	1.89	1.63	1.28

TABLA J-3c. Puntuaciones preliminares de productividad (p) y susceptibilidad (s) usadas para computar la medida general de vulnerabilidad v_1 . DEL: delfines; NOA: no asociado; OBJ: objetos flotantes. Se señalan las puntuaciones individuales de susceptibilidad, s^{**}_{jk} , para cada pesquería y como combinación ponderada de los valores de las pesquerías individuales, s_j^3 ; ver detalles en el texto. Estos valores son preliminares, ya que se considera el APS de este año una prueba de concepto.

* Categorías de la IUCN: EN= en peligro, NT= casi amenazado, VU=vulnerable, LC= preocupación menor, DD= datos insuficientes, NA= no evaluado

Grupo	Nombre científico	Nombre común	Código especie	IUCN*	Puntuación s^{**}_{jk} por pesquería			p	s_j^3	v_1
					DEL	NOA	OBJ			
Atunes	<i>Thunnus albacares</i>	Atún aleta amarilla	YFT	NT	2.38	2.38	2.38	2.78		
	<i>Thunnus obesus</i>	Atún patudo	BET	VU	1.00	2.23	2.38	2.33		
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Atún barrilete	SKJ	LC	1.00	2.38	2.38	2.78		
Peces picudos	<i>Istiompax indica</i>	Marlín negro	BUM	VU	2.23	2.23	2.69	2.00	1.95	1.38
	<i>Makaira nigrican</i>	Marlín azul	BLM	DD	2.23	2.23	2.69	2.00	2.34	1.67
	<i>Kajikia audax</i>	Marlín rayado	MLS	NT	2.54	2.54	2.54	2.33	2.28	1.45
	<i>Istiophorus platypterus</i>	Pez vela indopacífico	SFA	LC	2.54	2.54	2.54	2.44	2.16	1.28
Delfines	<i>Stenella attenuata</i>	Delfín manchado	DSI	DD	1.77	1.00	1.00	1.22		
	<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	DPN	LC	1.77	1.00	1.00	1.33		
	<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	DCO	LC	1.62	1.00	1.00	1.33		
Peces grandes	<i>Coryphaena hippurus</i>	Dorado	DOL	LC	1.00	2.00	2.31	2.78	1.67	0.70
	<i>Coryphaena equiselis</i>	Dorado pompano	CFW	LC	1.00	1.00	2.38	2.89	1.33	0.35
	<i>Acanthocybium solandri</i>	Peto	WAH	LC	1.00	1.00	2.62	2.67	1.63	0.71
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	Salmón	RRU	NA	1.00	1.00	2.31	2.78	1.32	0.39
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	Jurel voráz	MOX	NA	1.00	1.92	1.92	1.78	1.38	1.28
	<i>Seriola lalandi</i>	Medregal rabo amarillo	CXS	LC	1.00	2.38	1.00	2.56	1.26	0.51
	<i>Mola mola</i>	Pez luna	YTC	NA	1.00	2.08	1.85	2.44	1.64	0.85
Rayas	<i>Manta birostris</i>		RMB	VU	1.92	2.08	1.77	1.22	1.70	1.91
	<i>Mobula japanica</i>		RMJ	NT	1.92	2.08	1.77	1.78	1.70	1.41
	<i>Mobula thurstoni</i>		RMO	NT	1.92	2.08	1.77	1.67	1.70	1.50
Tiburones	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tiburón sedoso	FAL	NT	2.08	2.08	2.15	1.44	2.55	2.20
	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tiburón oceánico punta blanca	OCS	VU	1.69	1.00	2.08	1.67	2.35	1.90
	<i>Alopias superciliosus</i>	Zorro ojón	SPZ	VU	1.77	1.92	2.08	1.33	1.70	1.81
	<i>Alopias pelagicus</i>	Zorro pelágico	SPL	EN	1.77	1.92	2.08	1.33	1.70	1.81
	<i>Alopias vulpinus</i>	Zorro	SPK	EN	2.08	1.77	1.92	1.33	2.00	1.94
	<i>Sphyrna lewini</i>	Cornuda común	PTH	VU	1.92	1.92	1.77	1.22	1.68	1.91
	<i>Sphyrna mokarran</i>	Cornuda gigante	BTH	VU	1.77	2.08	1.46	1.11	1.61	1.99
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Cornuda cruz	ALV	VU	1.92	1.92	1.77	1.67	1.68	1.50
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Marrajo dientuso	SMA	VU	2.23	2.23	1.92	1.22	1.81	1.96
	Peces pequeños	<i>Canthidermis maculatus</i>	Pez ballesta oceánico	CNT	NA	1.00	1.00	2.00	2.33	1.26
<i>Sectator ocyurus</i>		Chopa	ECO	NA	1.00	1.00	2.08	2.22	1.28	0.83
Tortugas	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tortuga golfina	LKV	VU	1.62	2.23	1.62	1.89	2.36	1.76