


FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR Y AMBIENTALES
(CN-IEO-CSIC y Departamento de Biología del Campus de Puerto Real )

# ASESORAMIENTO DE ALGUNAS ESPECIES CAPTURADAS INCIDENTALMENTE EN LOS OCÉANOS ATLÁNTICO E ÍNDICO

Mª MERCEDES ARAMBURU DOMÍNGUEZ

Puerto Real a (09/07/2021)

TRABAJO FIN DE MÁSTER (PERFIL INVESTIGADOR)
MÁSTER UNIVERSITARIO EN ACUICULTURA Y PESCA

ASESORAMIENTO DE ALGUNAS ESPECIES CAPTURADAS INCIDENTALMENTE EN LOS OCÉANOS ATLÁNTICO E ÍNDICO

Memoria presentada por (María de las Mercedes Aramburu Domínguez) para la obtención del Título de Máster Universitario en Acuicultura y Pesca
(Perfil Investigador)

Firma del Alumno

ARAMBURU DOMINGUEZ MARIA DE LAS MERCEDES - 29501918W

Firmado digitalmente por ARAMBURU DOMINGUEZ MARIA DE LAS MERCEDES - 29501918W
Fecha: 2021.07.12 00:00:08 +02'00'

Fdo.: Mª MERCEDES ARAMBURU DOMÍNGUEZ

Puerto Real a (09/07/2021)

TRABAJO FIN DE MÁSTER (PERFIL INVESTIGADOR/PROFESIONAL)
MÁSTER UNIVERSITARIO EN ACUICULTURA Y PESCA

Margarita María Rincón Hidalgo, doctora en Física y Matemáticas por la Universidad de Granada y Científica titular del Instituto Español de Oceanografía (CN-IEO-CSIC), y Juan Antonio Martos Sitcha, Profesor Ayudante del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias Marinas y Ambientales del Campus Universitario de Puerto Real como Tutores del Trabajo Fin de Máster titulado "ASESORAMIENTO DE ALGUNAS ESPECIES CAPTURADAS INCIDENTALMENTE EN LOS OCÉANOS ATLÁNTICO E ÍNDICO", realizada por "Mª MERCEDES ARAMBURU DOMÍNGUEZ",

INFORMA/N: que el trabajo presentado en la presente memoria se ha llevado a cabo bajo mi/nuestra tutorización.

Y para que así conste firmo el presente informe en Puerto Real a 9 de julio de 2021.

Firma del/los Tutor/es

Firmado por RINCON HIDALGO MARGARITA MARIA - 54359166T el día 12/07/2021 con un certificado emitido por AC FNMT Usuarios

MARTOS SITCHA JUAN ANTONIO - 23048928F

Firmado digitalmente por MARTOS SITCHA JUAN ANTONIO - 23048928F
Nombre de reconocimiento (DN): c=ES, serialNumber=IDCES-23048928F, givenName=JUAN ANTONIO, sn=MARTOS SITCHA, cn=MARTOS SITCHA JUAN ANTONIO - 23048928F
Fecha: 2021.07.12 09:35:15 +02'00'

Fdo.: Margarita María Rincón Hidalgo Fdo. Juan Antonio Martos Sitcha,

**Agradecimientos**

Deseo mostrar mi agradecimiento por la ayuda prestada y el apoyo recibido a Manuel Alejandro Merlo, Kim Sttoberup, Karim Erzini, Jean-Jacques Maguire, Casper Willestofte Berg, Margaret Siple, Julio Valeiras, Esther Abad, Juan Antonio Martos Sitcha y finalmente a Margarita María Rincón Hidalgo y al proyecto Europeo del programa Horizonte 2020, FarFish (grant agreement No. 727891). Este documento no necesariamente refleja la visión de la Comisión Europea y de ninguna manera anticipa las futuras políticas de la comisión en el área.

**Resumen**

El dorado, el peto y la melva son algunas de las principales especies bycatch de pesquerías de túnidos y de pez espada en el Océano Índico y Atlántico, y a su vez también son de gran importancia para la pesca artesanal y las empresas de productos pesqueros de estados insulares como Seychelles o Cabo verde, donde algunas de estas empresas, incluso compran estas especies capturadas por flota extranjera. Entender la dinámica poblacional y el estado actual del dorado, el peto y la melva permitiría mejorar las recomendaciones científicas y avanzar hacia una explotación sostenible. Debido a la baja calidad y cantidad de los datos disponibles, es difícil conocer el estado de estas especies, por lo que hay un nivel alto de incertidumbre sobre su explotación. En este estudio, utilizando series históricas de captura, índices de abundancia y algunos parámetros de vida, fueron implementados varios métodos para pesquerías con datos limitados, entre ellos el modelo de producción excedentaria en tiempo continuo (SPiCT). Los resultados obtenidos a partir de la implementación del modelo SPiCT para el dorado del Índico son bastante prometedores. Las estimaciones sugieren que el recurso se encuentra subexplotado y la incertidumbre asociada a las mismas se encuentra dentro de unos niveles aceptables, por lo que técnicamente los resultados en podrían ser utilizados para informar sobre el estado de la pesquería. Este trabajo podría ser un primer paso de cara a regular adecuadamente la explotación de estos recursos y asegurar su conservación, destacando la necesidad de realizar un

gran esfuerzo en la consecución de datos que permitan conocer mejor la situación de estas especies del Océano Atlántico e Índico.

**Abstract**

Common dolphinfish, wahoo and frigate tuna are some of the major pelagic species caught as bycatch by fisheries targeting tropical tuna and swordfish in the Indian and Atlantic Ocean. They are also important species for small scale fisheries and fish processing companies in some island states like Seychelles and Cape Verde, where even some of these companies purchase these species caught by foreing vessels. Understanding the population dynamics and current status of these species would allow us to improve scientific advice and progress towards its sustainable exploitation. Because of the low quality and quantity of the available data , it is difficult to know the status of these species, thus there is a high level of uncertainty about their exploitation rates. In this study, we used historical catch series, some abundance indices and some life parameters to implement some data limited methods including the Surplus Production in Continuous Time model (SPiCT). The results obtained by implementing SPiCT for the common dolphinfish in the Indian Ocean are promising. Model estimates suggest that the resource is under-exploited and the uncertainty is within acceptable levels, thus these results technically could be used to report on the status of the fishery. This study could be an approximation towards adequately regulating the exploitation of these resources and ensuring their conservation and highlights the need to make a great effort to obtain data that allow us to better understand the fishery of these species in the Indian and Atlantic Oceans.

## 1. Introducción

La pesca constituye una actividad extractiva que no solo captura aquellas especies que persigue, sino que extrae además, otro componente no objetivo (por razón de especie no deseada, talla fuera de los límites legales, sexo, mal estado del ejemplar, etc.), que se conoce como bycatch (Torres-Irineo et al. 2014, Pérez et al. 2019).

Este componente, que puede ser retenido a bordo para un fin en particular o devuelto al mar (Chavance et al. 2011, Torres-Irineo et al. 2014) puede ser entendido como una captura incidental, no dirigida o fortuita. Estas son, entre otras, algunas de las traducciones al español utilizadas por distintos autores y organizaciones, del término bycatch. La ambigüedad, la confusión e incluso las incongruencias entre definiciones y traducciones, son algunos de los principales inconvenientes que aparecen debido a la ausencia de una definición consensuada, y una traducción al español unificada (Báez et al. 2016). Autores como Davies et al, (2009) argumentan que el fracaso en la definición del término bycatch influye en la dificultad de comprender completamente el impacto de la extracción de este componente no objetivo sobre los ecosistemas marinos.

La falta de consenso para su definición, contrasta con el hecho de que el bycatch constituye una creciente preocupación y una prioridad al ser responsable de una serie de impactos transversales que abarcan desde la esfera ecológica, hasta el ámbito socioeconómico (Amandè et al. 2008, Chavance et al. 2011).

Desde un punto de vista ecológico, el bycatch afecta directamente a las especies que componen el mismo, preocupando especialmente si pertenecen a alguno de los grupos considerados como vulnerables (tiburones, tortugas, mamíferos y aves marinas principalmente) debido a características como su lento crecimiento, maduración tardía y baja tasa de reproducción (Lewison et al. 2004). En concreto, este componente no objetivo supone una de las principales causas de amenaza para la megafauna marina (Kiszka, 2012). Para estos grupos, puede contribuir al detrimento de poblaciones o impedir su recuperación (Benaka et al. 2019), de tal modo que la extracción de tan solo unos pocos ejemplares del ecosistema, puede

conllevar un serio riesgo para su supervivencia (Torres-Irineo et al. 2014). El bycatch también afecta indirectamente a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, cuando se extraen ejemplares que pueden constituir elementos clave de la comunidad (Alverson et al. 1994).

Desde un punto de vista socioeconómico, por un lado el bycatch es responsable de importantes pérdidas económicas como las ligadas a la mortalidad de individuos de especies objetivo para otras pesquerías, suponiendo una fuente de conflicto (Hall et al. 2000), o a la captura de individuos prematuros (Alverson et al. 1994). Con la captura de juveniles, el valor de la captura total se ve reducido (Alverson et al. 1994). A esto se le añade el trabajo de manejo asociado por tener que llevar a bordo juveniles, acorde con la normativa europea vigente de obligación de desembarque (Reglamento UE nº 1380/2013). Otra fuente de pérdidas consiste en el bycatch de especies no objetivo con bajo valor comercial (Pérez et al. 2019). Estas pérdidas se refieren al esfuerzo y tiempo invertido en la captura de los ejemplares no objetivo, incluyendo, subirlos a bordo y separarlos de la especie objetivo (Alverson et al. 1994).

Por otro lado, es destacable el beneficio económico que proporcionan ciertas especies bycatch con valor comercial. En la ciudad de Abiyán (Costa de Marfil), parte del bycatch capturado por pesquerías de túnidos del Atlántico Oriental, es desembarcado y vendido en el mercado local, lo que conlleva una importante repercusión para los pescadores y los habitantes de la zona. Sin embargo, la sostenibilidad de esta práctica es más que dudosa y preocupan los posibles cambios en las estrategias pesqueras que pueda desencadenar esta práctica habitual en esta ciudad (Amandè et al. 2017).

Debido a sus numerosos impactos, el bycatch se ha convertido en los últimos años para la industria de la pesca comercial a nivel mundial en una problemática urgente que atender (Torres-Irineo et al. 2014) y podría considerarse como un gran reto que superar para avanzar hacia una pesca más sostenible. Sin embargo constituye una parte de la captura que sigue sin estar adecuadamente cuantificada, por lo cual, existe alta incertidumbre respecto a cuánta biomasa se está extrayendo realmente del ecosistema y qué consecuencias tiene en las

poblaciones marinas (Davies et al. 2009). Para enfrentar esta problemática es esencial dirigir esfuerzos a la recogida de datos específicamente sobre bycatch (Chavance et al. 2011). Por ejemplo, la flota de cerco tropical coreana, ya utiliza un cuaderno de pesca dedicado a recoger únicamente información sobre bycatch (Monteagudo et al. 2016), pero a nivel global, todavía existen deficiencias en su correcta documentación, a pesar de que es una parte fundamental del trabajo de asesoramiento de pesquerías y de no ser tenido en cuenta, el manejo de las mismas podría ser inconsistente (Amandè et al. 2017).

En este estudio nos centraremos en el bycatch de las pesquerías de túnidos, unas de las más grandes e importantes a nivel mundial (Miller et al. 2017) pero que también muestra deficiencias en la correcta documentación del bycatch. Su importancia viene dada por el gran número de capturas que registran, así como por su alto valor y demanda en el comercio mundial (FAO, 2020). No obstante, el informe sobre el estado mundial de la pesca y la acuicultura de 2020 (FAO, 2020) revelaba la necesidad de mejorar el asesoramiento de otros túnidos de menor valor, así como de especies asociadas a estas pesquerías, que pueden formar parte del bycatch de las mismas.

Son las Organizaciones Regionales de Pesca (ORP) de túnidos las encargadas del manejo de estas pesquerías. Estas ORP trabajan no solo para asegurar la explotación sostenible y la conservación de las poblaciones de túnidos, sino también de especies afines y asociadas a dichas pesquerías (Allen, 2010). Para este estudio es de especial interés el trabajo que desempeñan la Comisión del Atún del Océano Índico (IOTC) y la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT).

Ambas organizaciones coinciden en su preocupación por el alcance de los impactos del bycatch, priorizando el estudio de las interacciones de sus pesquerías con grupos vulnerables, y reconocen la necesidad de reforzar las fuentes de información (Clarke et al. 2014). Uno de los métodos considerados más fiables para la recogida de datos sobre bycatch son los programas de observadores a bordo (Pérez et al. 2019). Sin embargo, la piratería en la región del Índico Occidental ha obligado, en ocasiones, a restringir la cobertura o suspender

temporalmente dichos trabajos en esta región (Andonegi et al. 2019) e induciendo al desplazamiento de flota atunera para alejarse de las áreas con mayor incidencia (Adrill et al. 2011 e Iborra, 2011).

Sin embargo, cómo máximos responsables del manejo de poblaciones marinas y a pesar de sus esfuerzos, estas organizaciones no alcanzan a cubrir la creciente demanda de datos y trabajos de asesoramiento de especies que se requiere (Kilduff, 2009).

Como parte de la respuesta a esta situación, nace el proyecto FarFish, con el objetivo de mejorar el conocimiento y las herramientas destinadas al manejo de aquellas pesquerías de la Unión Europea (UE) que operan fuera de Europa (CORDIS, UE. Comisión Europea). FarFish pone el foco en varios casos de estudios, en aguas internacionales y en aguas bajo Acuerdo de Colaboración de Pesca Sostenible (SFPA), que surgen en el marco de la Política Pesquera Común (CFP). De entre los distintos casos de estudio que recoge FarFish, son de especial interés para este trabajo las pesquerías de túnidos tanto en Cabo Verde como en las Seychelles, ambos estados bajo SFPA con la UE. La economía de estos pequeños estados insulares en desarrollo (SIDS) depende de un limitado número de actividades, fundamentalmente relacionadas con la pesca y el turismo (Iborra 2011), de manera que el océano representa un motor clave para su desarrollo, (United Nations. Economic Commission for Africa, 2014). En este contexto, Cabo Verde y las Seychelles han sido identificados como potenciales impulsores de estrategias como el Crecimiento o azul y la transición a la Economía azul, para el desarrollo de los sectores marinos y marítimos, reduciendo el impacto ambiental de sus actividades (da Graça Fortes, 2018 y Bodin et al. 2017).

En el marco de estas estrategias, el asesoramiento de pesquerías supone una herramienta fundamental para preservar los recursos marinos explotados. Este asesoramiento de pesquerías consiste en un complejo trabajo de estimación estadístico-matemático que tiene por objetivo obtener información sobre el estado en el que se encuentra una pesquería, evaluar cómo repercutirán unas u otras opciones de manejo, y pronosticar sus condiciones futuras (Kilduff et al. 2009). Por lo general, el estado de una pesquería hace referencia a cuántos

ejemplares hay y cuál es su condición teniendo en cuenta la talla, peso y madurez. El trabajo de asesoramiento abarca desde la recogida y procesamiento de los datos, hasta la obtención de información útil para apoyar la toma de decisiones sobre el manejo de las pesquerías, que asegure la explotación óptima y sostenible de las poblaciones marinas (Hilborn & Walter, 2013 y Le Quesne et al. 2013). Para realizar este trabajo y alcanzar sus objetivos, se usan, como se mencionó anteriormente, modelos estadístico-matemáticos, que consisten en un conjunto de ecuaciones que describen la dinámica poblacional y su contraste con los datos disponibles. Dichos modelos permiten representar las complejas dinámicas poblacionales marinas, a partir de unos datos de entrada que en ocasiones pueden ser limitados (Kilduff et al. 2009). En caso de tener pocos datos disponibles, las estrategias de asesoramiento deben adecuarse a dicha situación, pero nunca servir de excusa para no movilizar recursos en esta dirección (Lewison et al. 2004). En esta línea, Newman et al, (2014) explica que existe una rama de la ciencia pesquera que trabaja en el desarrollo de métodos alternativos, tratando de responder a la necesidad de mejorar el manejo de pesquerías con datos limitados.

Uno de los más recientes avances en el campo de estos métodos lo vemos en la formulación en tiempo continuo del modelo SPiCT (Surplus Production in Continuous Time). Gracias a esta formulación se pueden obtener en cualquier punto estimaciones de la biomasa y mortalidad por pesca, y sin que sea necesario que los intervalos temporales de series coincidan para aplicar el modelo (Pedersen & Berg 2017). Basándose en la forma del modelo Pella-Tomlinson (1969), dicho modelo permite modelar las dinámicas de la biomasa y de la pesquería, asumiendo el error en los datos de entrada, e incluye la influencia de factores externos en forma de términos de ruido en sus ecuaciones (Pedersen & Berg, 2017).

Dado que el modelo SPiCT requiere, por lo general, de pocas variables para operar, representa una herramienta útil cuando los datos disponibles son limitados y es uno de los modelos aprobados por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) para el cálculo del $MSY$ de pesquerías de categoría 3 y 4 (ICES. 2018.a) y

más recientemente, su uso se ha ampliado a pesquerías de categoría 1 (Mildenberger et al. 2019).

En este sentido en el presente trabajo se implementará el modelo SPiCT junto con otros métodos de pesquerías con datos limitados aplicado a tres especies de bycatch de las pesquerías de túnidos del Océano Atlántico e Índico, enmarcadas en los casos de estudio de pesquerías de túnidos de Cabo Verde y las Seychelles, donde son de gran importancia (Hall & Roman, 2013).

Estas tres especies de peces son las siguientes:

- Dorado del Océano Índico (*Coryphaena hippurus*)
- Peto del Océano Índico (*Acanthocybium solandri*)
- Melva del Océano Atlántico (*Auxis thazard*)

Son especies que han sido poco estudiadas y aunque no son de tan alto valor comercial como las principales especies de túnidos (Clarke et al. 2014), son valoradas y suelen ser retenidas para ser consumidas a bordo o vendidas tras desembarcar (Briand et al. 2018 y Andonegi et al. 2019). Y además, son objetivo de la pesca artesanal y de gran interés para las industrias de productos pesqueros. Los modelos antes mencionados permitirán obtener una primera estimación del estado de estas pesquerías, una estimación que podría ser un avance de cara a una explotación sostenible de estas especies.

## 2. Material y métodos

Para llevar a cabo el estudio sobre las tres especies mencionadas: dorado y peto del Índico y melva del Atlántico, se utilizaron series históricas de capturas e índices de abundancia, además de algunos parámetros de vida. Los datos de entrada disponibles fueron utilizados para la aplicación del modelo SPiCT y de los siguientes métodos para la definición de estrategias de manejo de pesquerías con datos limitados: AvC (Average catches), CC1, CC2, CC3, CC4, CC5 (Constant Catch management), SPMSY (Surplus Production MSY) y SBT1 (Management applied to Southern Bluefin Tuna).

## 2.1. DATOS DISPONIBLES

Los datos de captura y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como índices de abundancia fueron obtenidos de las bases de datos de ICCAT (t1nc-ALL_20181205 (excel) y t2ce_20181205web (access)) y de IOTC (IOTC-2018-DATASETS-NCDBrev2 (excel) y IOTC-2018-WPEB14-DATA04 - CELongline (excel)) ambos de la edición de 2018, debiendo tenerse en cuenta que estos datos están siendo continuamente revisados.

Para el dorado y el peto del Océano Índico se usaron datos de capturas de flota de línea de las Seychelles para el periodo 1998-2017 y 1985-2017 respectivamente. Se utilizó para ambas especies datos de CPUE de palangreros de pez espada de La Isla Reunión (La Reunión a partir de ahora), que corresponden al periodo 1994-2017. Para la melva del Océano Atlántico se usaron de datos de capturas de la flota de Cabo Verde para el periodo 1987-2017 y un índice de abundancia para el periodo 1991-2017 de flota española de cerco.

Para todas las especies se calculó una media de capturas para el periodo 2000-2017 a partir de los datos de captura disponibles y se utilizaron los siguientes parámetros de vida: mortalidad natural, talla media de primera madurez, tasa de crecimiento anual, talla máxima o asintótica, edad a talla 0 y parámetros a y b. Adicionalmente, para la melva se utilizó además la edad máxima y la talla de primera captura. Todos los parámetros de vida para las especies del Océano Índico (dorado y peto) fueron extraídos de FishBase. Para la mevla del Atlántico, la mortalidad natural, la talla media de primera de madurez y los parámetro a y b fueron extraídos de FishBase y la talla de primera captura, tasa de crecimiento anual, talla máxima o asintótica, edad a talla 0 y edad máxima se extrajeron de Fredou et al, 2016.

## 2.2. MÉTODOS

En esta sección se explicarán las principales características y especificaciones del modelo estocástico de producción excedentaria en tiempo continuo (SPiCT,

Pedersen & Berg ,2017) y algunos métodos para la definición de estrategias o procedimientos de manejo para pesquerías con datos limitados.

2.2.1. *Modelo de producción SPiCT*

El modelo estocástico de producción excedentaria en tiempo continuo (SPiCT, Pedersen & Berg, 2017) fue desarrollado recientemente, basándose en el modelo Pella-Tomlinson (1969), a su vez, extensión del modelo de Schaefer (1954). La dinámica de la biomasa incluyendo el efecto de la pesca en el modelo SPiCT puede describirse por medio de las siguientes ecuaciones de proceso:

$$dB_t = rB_t\left(1 - \left(\frac{Bt}{K}\right)^{n-1}\right)dt - F_t B_t dt + \sigma_B B_t dW_t \qquad (1)$$

$$dlog\left(F_t\right) = f\left(t, \sigma_F\right) \qquad (2)$$

El primer término de la ecuación 1 representa el cambio de la biomasa en una población explotada donde $B_t$ corresponde a la biomasa en el tiempo $t$ y los parámetros $r$ y $K$ representan la tasa intrínseca de crecimiento poblacional y la capacidad de carga del medio para cada especie, respectivamente (Czaia 2016). El término $n$ es el parámetro que permite que la forma de la curva de producción sea asimétrica (Rankin & Lemos, 2015) y $F_t B_t$ corresponde a la captura instantánea en el tiempo $t$ donde $F_t$ representa la mortalidad por pesca. El último término de la ecuación 1 ($\sigma_B B_t dW_t$) es un término de ruido estocástico que permite modelar el efecto que tienen algunos factores externos sobre la biomasa de la pesquería (Pedersen & Berg, 2017). En este término de ruido, $W_t$ representa un Movimiento Browniano o ruido blanco y $\sigma_B$ corresponde a la desviación estándar de la biomasa mientras que en la ecuación 2, $\sigma_F$ corresponde a la desviación estándar de la mortalidad por pesca.

Cómo se explicó anteriormente, para aplicar el modelo SPiCT se utilizaron datos de captura y de índices de abundancia, y esta información se integra a los procesos descritos anteriormente a través de las siguientes ecuaciones observacionales:

$$log\left(C_t\right) = log\left(\int_t^{t+\Delta_t} F_s B_s d_s\right) + \epsilon_t \qquad (3)$$

$$log\left(I_t\right) = log\left(q\ B_t\right) + e_t \qquad (4)$$

En la ecuación 3, $C_t$ representa la captura en el tiempo $t$ mientras que $\epsilon_t \sim N\left(0, \left[\beta\sigma_F\right]^2\right)$, donde $\sigma_F$ corresponde a la desviación estándar de $F_t$ y $\beta$ representa la relación entre la desviación estándar de $C_t$ y la desviación estándar de $F_t$.

En la ecuación 4, $I_t$ representa el índice de abundancia en el tiempo $t$, $q$ es el coeficiente de capturabilidad y $e_t \sim N\left(0, \left[\alpha\sigma_B\right]^2\right)$, donde $\sigma_B$ corresponde a la desviación estándar de $B_t$ y $\alpha$ representa la relación entre la desviación estándar de $I_t$ y la desviación estándar de $B_t$.

A partir de los resultados obtenidos con el modelo SPiCT y con el fin de realizar una comparación con otros métodos para la definición de estrategias de manejo de las pesquerías, se definieron las cuotas (TAC) de captura para cada especie según la siguiente ecuación:

$$TAC = B_{2017}\, xF_{MSY} \qquad (5)$$

donde $B_{2017}$ corresponde a la biomasa del último año de la serie histórica disponible y $F_{MSY}$ representa la tasa de mortalidad por pesca con la que se alcanza el $MSY$.

2.2.2. Métodos para la definición de estrategias de manejo de pesquerías con datos limitados.

El método AvC, descrito por Carruthers & Hordyk, (2015), utiliza el promedio de capturas de los años más recientes para determinar una cuota de capturas de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$TAC = \frac{\sum_{y=1}^{n} C_y}{n} \quad (6)$$

donde$C_y$ es la captura para cada año ($y$), y $n$ es el número de años considerados para dicho promedio.

Los métodos CC1, CC2, CC3, CC4 y CC5, descritos por Geromont and Butterworth (2015), utilizan una proporción del promedio de capturas históricas, de manera que el CC1 utiliza el 100% del promedio de capturas, CC2 el 90%, CC3 el 80%, CC4 el 70% y CC5 el 60% . La cuota para cada método se calcula respectivamente según la tabla 1.

| | |
|---|---|
| CC1 | $TAC = C^{ave}$ |
| CC2 | $TAC = 0.9C^{ave}$ |
| CC3 | $TAC = 0.8C^{ave}$ |
| CC4 | $TAC = 0.7C^{ave}$ |
| CC5 | $TAC = 0.6C^{ave}$ |

Tabla 1. Ecuaciones para el cálculo de cuotas mediante los métodos de captura constante (CC) descritos por Geromont and Butterworth (2015).

El método SPMSY está basado en el modelo descrito por Martell & Froese (2013). Este método, además de las capturas, tiene en cuenta el nivel de agotamiento de la población al comienzo de la serie histórica (Mourato et al. 2019). El SPMSY estima la capacidad de carga $K$, la tasa intrínseca de crecimiento de la población $r$ y los pares formados por ambos parámetros $(r - K)$, y selecciona sólo las combinaciones viables de ambos parámetros para calcular la cuota recomendada,

basándose en la curva de producción de Schaefer (Mourato et al. 2019). La selección de los pares viables de $r - K$, con los que la población no colapsa o no se excede la capacidad de carga, se realiza mediante una distribución de Bernoulli (Martell & Froese 2013, Newman et al. 2014). Para cada combinación de parámetros viable se puede calcular una cuota según la siguiente ecuación:

$$TAC = kd_y r/2 \qquad (7)$$

donde $d_y$ representa la biomasa estimada que cae dentro de los niveles de agotamiento (Corti et al. 2017).

El método SBT1 descrito por Hillary et al, (2012) es utilizado por la Comisión para la Conservación del Atún Rojo del Sur (CCSBT). Realiza ajustes incrementales a la cuota basándose en la tendencia aparente de la CPUE (Carruthers et al. 2021). y calcula la cuota según la siguiente ecuación:

$$TAC = C^{ave}{}_y \cdot \begin{cases} 1 - \delta_1 |\lambda| \text{ Si } \lambda < 0 \\ 1 - \delta_2 \lambda \text{ Si } \lambda \geq 0 \end{cases} \qquad (8)$$

donde $\lambda$ representa la pendiente de la línea de regresión del índice de abundancia de los últimos 10 años y los parámetros $\delta_1$ y $\delta_2$ corresponden a 1.5 y 3 respectivamente (Hillary et al. 2012).

## 2.3. IMPLEMENTACIÓN

Los métodos para el análisis de pesquerías con datos limitados utilizados para este trabajo fueron implementados en R y mediante la FarFish DLMtool (https://ffdb.farfish.eu/), una herramienta online basada en los paquetes de R, DLMtool (Carruthers and Hordyk, 2017) y SPiCT (Pedersen & Berg 2017).

## 3. Resultados

### 3.1 Resultados del SPiCT para el dorado

Un resumen con los principales resultados se muestra en la figura 1, donde se observa que el modelo estimó un $MSY$de 6.6 toneladas y un $B_{MSY}$ y $F_{MSY}$ de 9.4 y 0.7 respectivamente. La figura 2 muestra la serie temporal de la biomasa relativa estimada $B$ de dorado, y el punto de referencia $B_{MSY}$, pudiendo apreciarse que $B$ se mantiene por encima del $B_{MSY}$. Al mismo tiempo en la figura 3, donde se representa la serie temporal de la mortalidad por pesca relativa $F$ y el punto de referencia $F_{MSY}$, se observa que $F$ se encuentra por debajo del $F_{MSY}$. Estos resultados nos indican que si la actividad pesquera continúa a este ritmo, las capturas de dorado estarían dentro de unos límites sostenibles. Por otro lado, la figura 4 es un gráfico de Kobe que informa sobre la evolución de la pesquería respecto a los puntos de referencia $B_{MSY}$y $F_{MSY}$. En él se muestra que el riesgo de sobrepesca es mínimo durante el período 1994-2018 (región de color verde del gráfico). Respecto a la calidad del ajuste del modelo, si observamos la figura 5, el color verde de los títulos de cada una de las gráficas, informa que no se encontraron desviaciones relevantes respecto a las asunciones del modelo.

```
[1] "Convergence: 0  MSG: relative convergence (4)"
 [2] "Objective function at optimum: 31.0280304"
 [3] "Euler time step (years):  1/16 or 0.0625"
 [4] "Nobs C: 20,  Nobs I1: 24"
 [5] ""
 [6] "Priors"
 [7] "     logn  ~  dnorm[log(2), 2^2]"
 [8] " logalpha  ~  dnorm[log(1), 2^2]"
 [9] "  logbeta  ~  dnorm[log(1), 2^2]"
[10] ""
[11] "Model parameter estimates w 95% CI "
[12] "          estimate     cilow        ciupp    log.est  "
[13] " alpha   3.4801662 0.3719797 3.255973e+01  1.2470801  "
[14] " beta    0.1922868 0.0287032 1.288157e+00 -1.6487671  "
[15] " r       0.8869637 0.2272506 3.461838e+00 -0.1199512  "
[16] " rc      1.4008200 0.1529444 1.283013e+01  0.3370578  "
[17] " rold    3.3300773 0.0001008 1.100558e+05  1.2029955  "
[18] " m       6.6209840 3.3908210 1.292826e+01  1.8902440  "
[19] " K      22.9405648 5.7680332 9.123899e+01  3.1329067  "
[20] " q       0.0030625 0.0007248 1.294020e-02 -5.7885232  "
[21] " n       1.2663493 0.1309280 1.224826e+01  0.2361382  "
[22] " sdb     0.0681785 0.0077500 5.997824e-01 -2.6856255  "
[23] " sdf     0.6607764 0.4508060 9.685442e-01 -0.4143397  "
[24] " sdi     0.2372726 0.1733731 3.247234e-01 -1.4385454  "
[25] " sdc     0.1270586 0.0225504 7.159028e-01 -2.0631068  "
[26] " "
[27] "Deterministic reference points (Drp)"
[28] "        estimate     cilow     ciupp    log.est  "
[29] " Bmsyd 9.453012 1.4818203 60.303821  2.2463334  "
[30] " Fmsyd 0.700410 0.0764722  6.415066 -0.3560894  "
[31] " MSYd  6.620984 3.3908210 12.928264  1.8902440  "
[32] "Stochastic reference points (Srp)"
[33] "         estimate     cilow     ciupp   log.est  rel.diff.Drp  "
[34] " Bmsys 9.4254101 1.4786753 60.079691  2.243409 -0.0029284028  "
[35] " Fmsys 0.7001904 0.0761456  6.438541 -0.356403 -0.0003136559  "
[36] " MSYs  6.5995756 3.3575156 12.972210  1.887005 -0.0032438997  "
[37] ""
[38] "States w 95% CI (inp$msytype: s)"
[39] "                  estimate     cilow      ciupp    log.est  "
[40] " B_2017.94      22.3615843 5.7101708 87.5701387  3.1073445  "
[41] " F_2017.94       0.0133343 0.0028440  0.0625186 -4.3174182  "
[42] " B_2017.94/Bmsy  2.3724787 0.8528916  6.5994961  0.8639353  "
[43] " F_2017.94/Fmsy  0.0190438 0.0031882  0.1137519 -3.9610152  "
[44] ""
[45] "Predictions w 95% CI (inp$msytype: s)"
[46] "                 prediction     cilow      ciupp    log.est  "
[47] " B_2019.00      22.4706828 5.6768300 88.9460467  3.1122115  "
[48] " F_2019.00       0.0133344 0.0017305  0.1027489 -4.3174060  "
[49] " B_2019.00/Bmsy  2.3840536 0.8522812  6.6688217  0.8688022  "
[50] " F_2019.00/Fmsy  0.0190440 0.0020461  0.1772503 -3.9610030  "
[51] " Catch_2018.00   0.2990256 0.1029119  0.8688624 -1.2072261  "
[52] " E(B_inf)       22.5221617        NA         NA  3.1144998  "
```

Figura 1. Resultados del modelo SPiCT aplicado al dorado del Océano Índico.

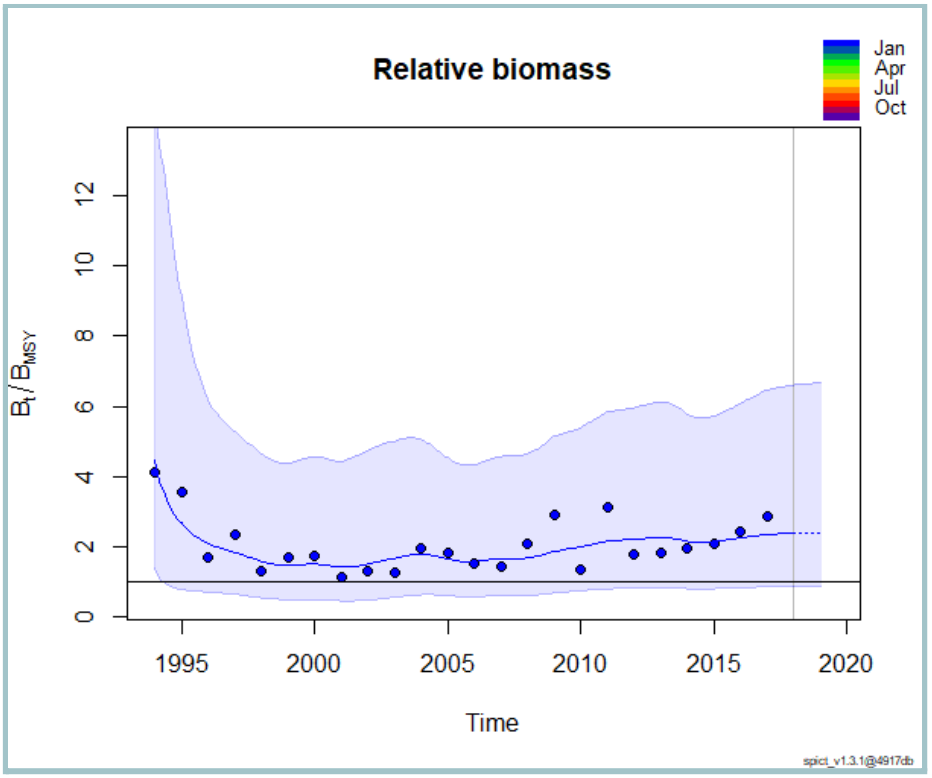



Figura 2. La biomasa relativa estimada ($B_t/B_{MSY}$) para el dorado del Índico se representa con una línea azul y el punto de referencia $B_{MSY}$con una línea de color negro paralela al eje $x$. La línea gris paralela al eje $y$representa el final del intervalo de los datos disponibles y el área azul corresponde al intervalo de confianza del 95%.

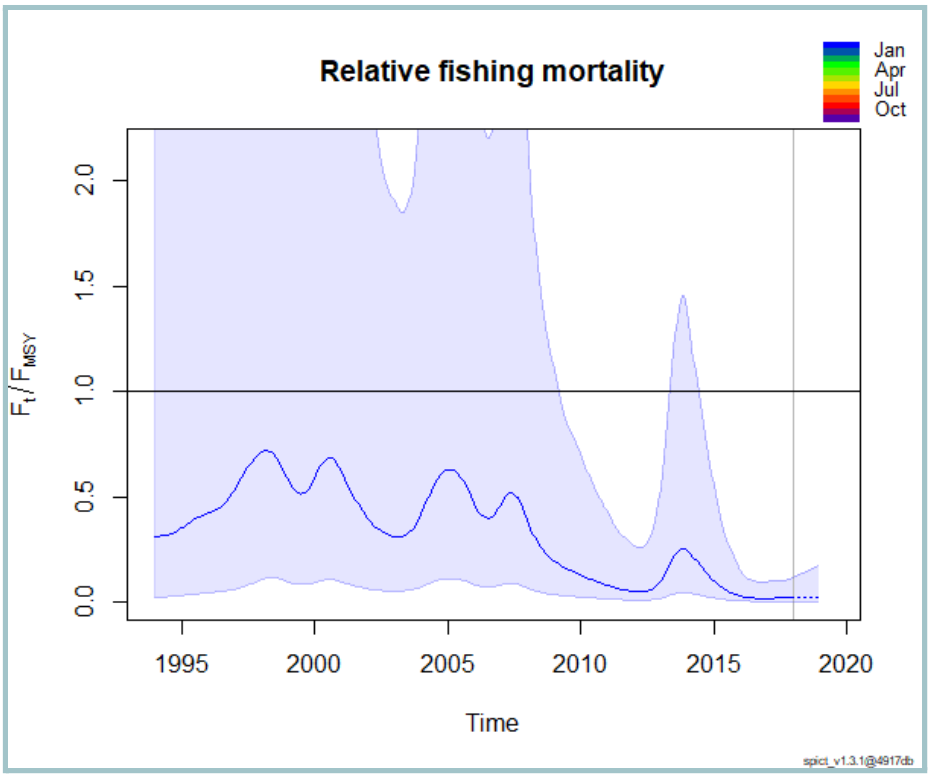



Figura 3. La mortalidad relativa estimada ($F_t/F_{MSY}$) para el dorado del Índico se representa con una línea azul y el punto de referencia $F_{MSY}$con una línea de color negro paralela al eje $x$. La línea gris paralela al eje $y$representa el final del intervalo de los datos disponibles y el área azul corresponde al intervalo de confianza del 95%.

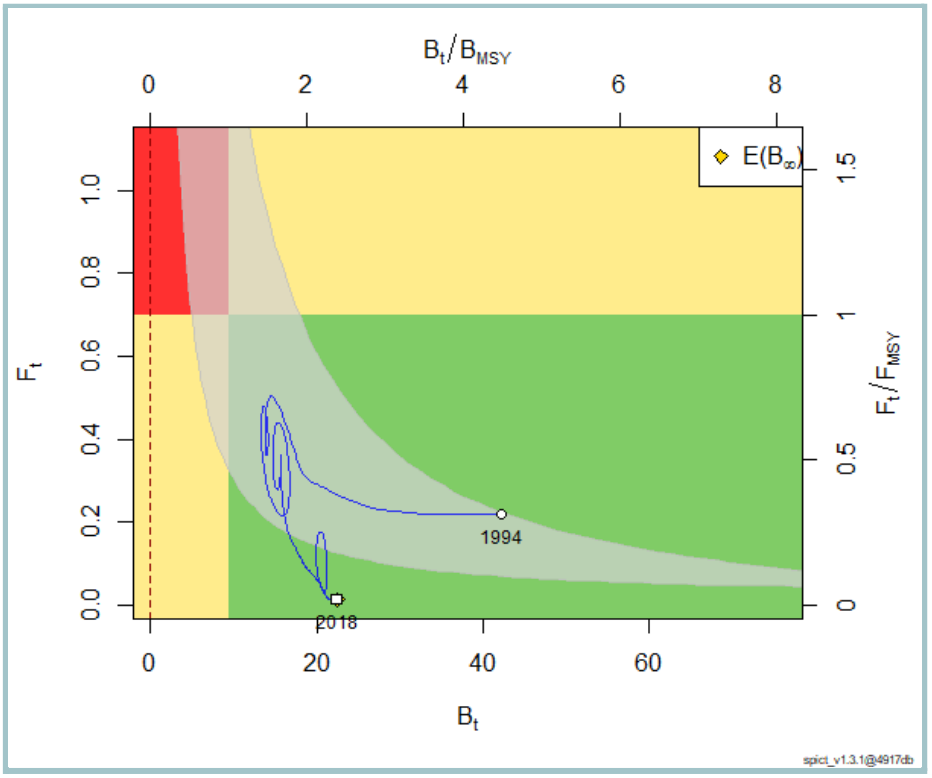



Figura 4. Gráfico de Kobe que informa sobre la evolución de la pesquería de dorado del Índico

desde 1994 hasta 2018. La región de color verde informa que la biomasa estiamda $B$está por encima del $B_{MSY}$ y la mortalidad por pesca estimada $F$ por debajo del $F_{MSY}$. La región de color rojo informa que $B$está por debajo del $B_{MSY}$ y $F$ por debajo del $F_{MSY}$. La región de color amarillo sobre la región verde informa que $B$está por encima del $B_{MSY}$ y $F$ por encima del . La región de color amarillo bajo la región roja informa que $B$está por debajo del $B_{MSY}$y $F$ está por debajo del $F_{MSY}$.

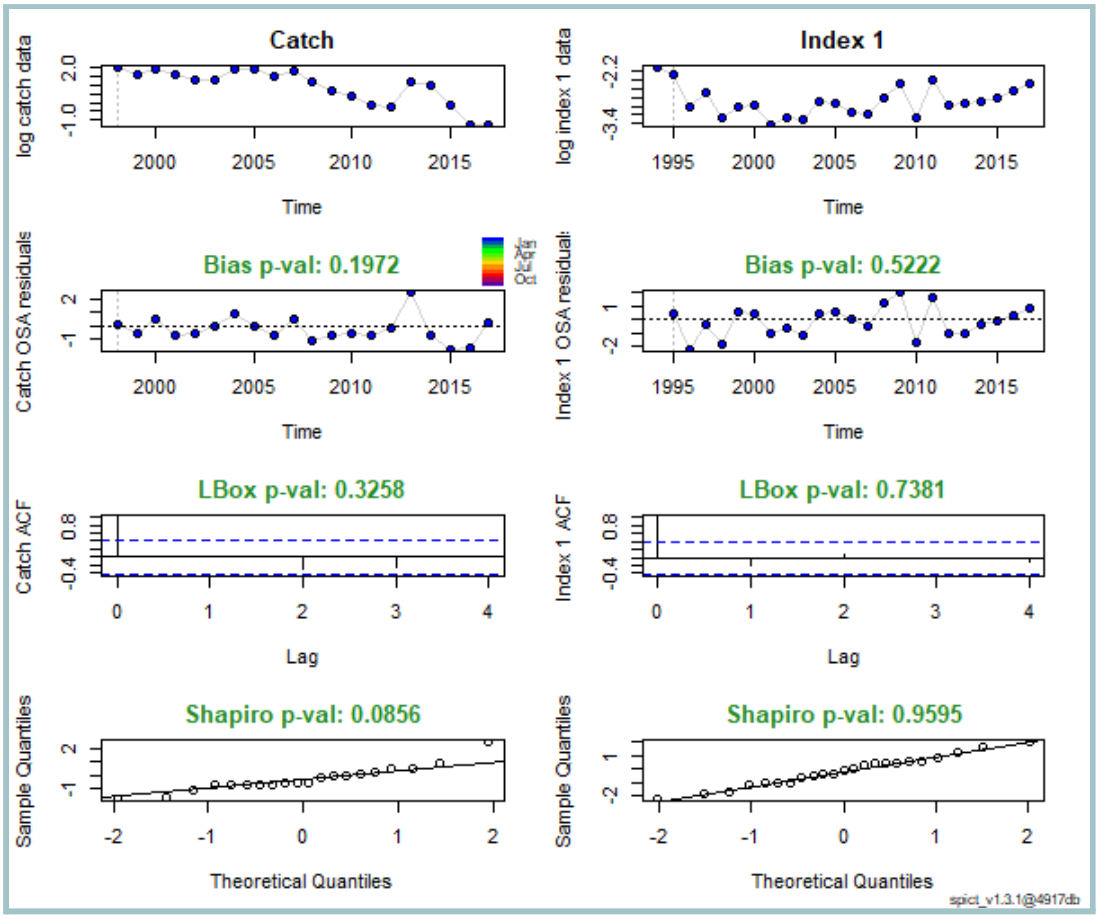



Figura 5. Gráficas sobre la calidad del ajuste del modelo SPiCT aplicado al dorado del Índico. La primera columna de gráficas se refiere a las capturas y la segunda columna al índice de abundancia. Los títulos de color verde de las gráficas informan que no se encontraron desviaciones relevantes respecto a las asunciones del modelo.

## 3.2 Resultados del SPiCT para el peto

Los principales resultados de la implementación del modelo SPiCT para el peto se presentan en la figura 6, donde se puede observar que el modelo estimó un $MSY$ de 3.7 toneladas, así como un $B_{MSY}$ y $F_{MSY}$ asociados de 2.6 y 1.1 respectivamente.

La figura 7 muestra la serie temporal de la biomasa relativa estimada $B$, y el punto de referencia $B_{MSY}$, donde se observa que la biomasa de toda la serie temporal está por debajo del $B_{MSY}$. La figura 8 representa la serie temporal de la mortalidad por pesca estimada $F$ y el punto de referencia $F_{MSY}$, donde vemos que la mortalidad por pesca se encuentra por encima del $F_{MSY}$. Sin embargo, ha de tenerse en cuenta para este caso, que la incentidumbre estimada es muy alta, como puede verse reflejado en el área de color azul que ocupa todo el gráfico en las figuras 7 y 8. La figura 9 muestra a través del gráfico de Kobe la evolución temporal de la pesquería de peto respecto al $B_{MSY}$y $F_{MSY}$, donde se observa que durante el período 1985-2018 la pesquería no se estaba explotando de manera sostenible ya que $B$ está por debajo del $B_{MSY}$y $F$por encima del $F_{MSY}$. Los títulos de color rojo que se observan en la figura 10 muestran que se han encontrado desviaciones relevantes respecto a las asunciones del modelo y han de tenerse en consideración.

```
[1] "Convergence: 0  MSG: relative convergence (4)"
 [2] "Objective function at optimum: 52.4339699"
 [3] "Euler time step (years):  1/16 or 0.0625"
 [4] "Nobs C: 29,  Nobs I1: 24"
 [5] ""
 [6] "Priors"
 [7] "      logn  ~  dnorm[log(2), 2^2]"
 [8] "  logalpha  ~  dnorm[log(1), 2^2]"
 [9] "   logbeta  ~  dnorm[log(1), 2^2]"
[10] ""
[11] "Model parameter estimates w 95% CI "
[12] "          estimate     cilow       ciupp    log.est  "
[13] " alpha  1.0923598 0.0270235  44.1560580  0.0883403  "
[14] " beta   3.1309136 1.6081313   6.0956590  1.1413248  "
[15] " r      1.3857919 0.1074028  17.8805403  0.3262718  "
[16] " rc     4.1367335 0.7976284  21.4543073  1.4199065  "
[17] " rold   4.1992844 0.0420009 419.8475515  1.4349141  "
[18] " m      3.5785685 2.2307277   5.7407959  1.2749629  "
[19] " K      5.8227788 0.6778381  50.0189555  1.7617776  "
[20] " q      0.0435679 0.0141759   0.1339011 -3.1334338  "
[21] " n      0.6699933 0.2325747   1.9300942 -0.4004875  "
[22] " sdb    0.1129085 0.0032454   3.9280715 -2.1811777  "
[23] " sdf    0.2091582 0.1110394   0.3939788 -1.5646641  "
[24] " sdi    0.1233367 0.0244953   0.6210144 -2.0928374  "
[25] " sdc    0.6548564 0.5010214   0.8559254 -0.4233393  "
[26] " "
[27] "Deterministic reference points (Drp)"
[28] "        estimate     cilow     ciupp   log.est  "
[29] " Bmsyd 1.730142 0.3105864  9.637873 0.5482036  "
[30] " Fmsyd 2.068367 0.3988142 10.727154 0.7267593  "
[31] " MSYd  3.578568 2.2307277  5.740796 1.2749629  "
[32] "Stochastic reference points (Srp)"
[33] "        estimate     cilow       ciupp   log.est rel.diff.Drp  "
[34] " Bmsys 2.586773 0.0000000 1.660776e+15 0.9504110   0.33115803  "
[35] " Fmsys 1.106741 0.0000000 7.235259e+38 0.1014194  -0.86888109  "
[36] " MSYs  3.686645 0.7381063 1.841381e+01 1.3047168   0.02931562  "
[37] ""
[38] "States w 95% CI (inp$msytype: s)"
[39] "                 estimate     cilow        ciupp    log.est  "
[40] " B_2017.94      0.4592618 0.1263739 1.669026e+00 -0.7781348  "
[41] " F_2017.94      5.5067350 1.6766792 1.808583e+01  1.7059719  "
[42] " B_2017.94/Bmsy 0.1775424 0.0000000 4.714228e+13 -1.7285458  "
[43] " F_2017.94/Fmsy 4.9756326 0.0000000 1.245310e+39  1.6045525  "
[44] ""
[45] "Predictions w 95% CI (inp$msytype: s)"
[46] "                prediction     cilow        ciupp    log.est  "
[47] " B_2019.00       0.4588530 0.1046456 2.011991e+00 -0.7790254  "
[48] " F_2019.00       5.5067359 1.5588793 1.945253e+01  1.7059720  "
[49] " B_2019.00/Bmsy  0.1773844 0.0000000 4.755670e+13 -1.7294364  "
[50] " F_2019.00/Fmsy  4.9756335 0.0000000 1.246569e+39  1.6045527  "
[51] " Catch_2018.00   2.5272892 1.6889594 3.781731e+00  0.9271473  "
[52] " E(B_inf)        0.1362679        NA           NA -1.9931328  "
```

Figura 6. Resultados del modelo SPiCT aplicado al peto del Índico.

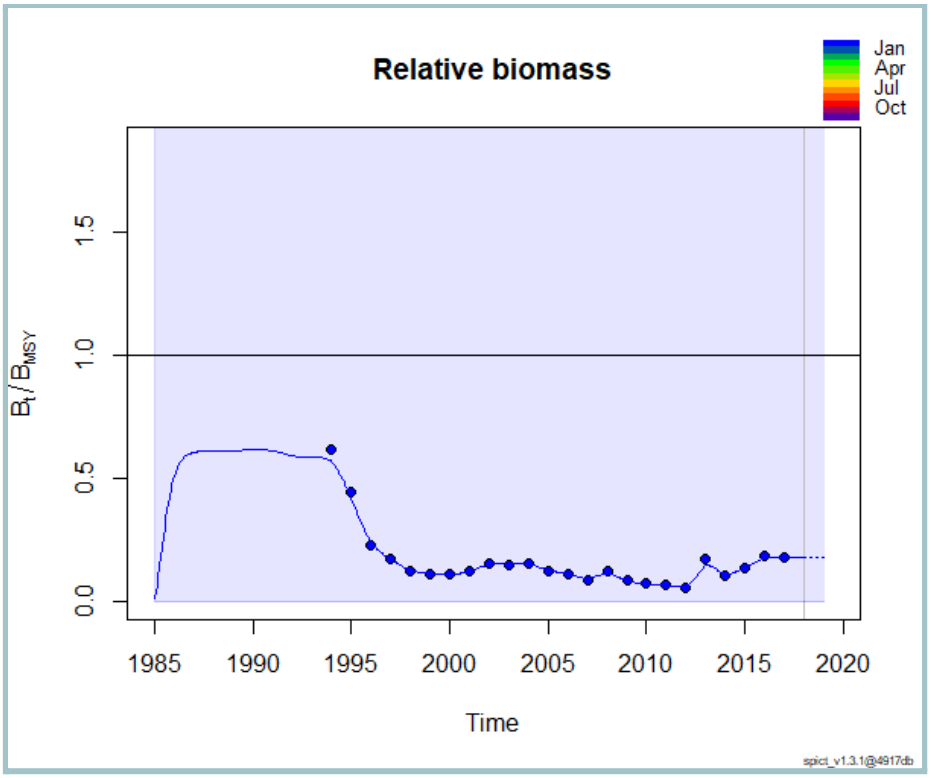



Figura 7. La biomasa relativa estimada ($B_t/B_{MSY}$) para el peto del Índico se representa con una línea azul y el punto de referencia $B_{MSY}$con una línea de color negro paralela al eje $x$. La línea gris paralela al eje $y$representa el final del intervalo de los datos disponibles y el área azul corresponde al intervalo de confianza del 95%.

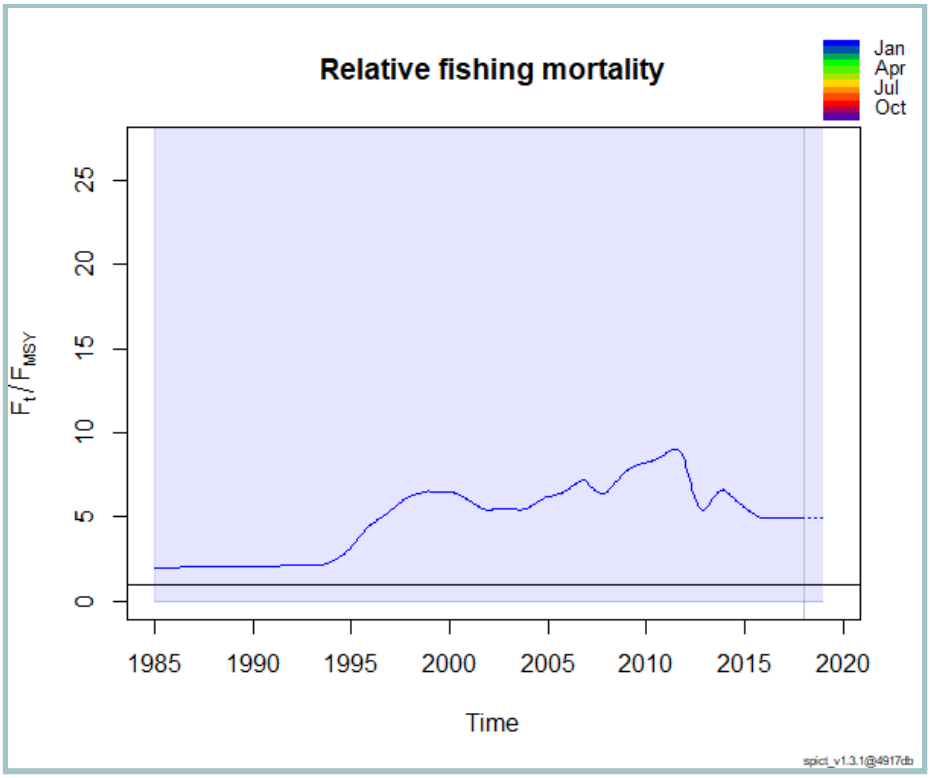



Figura 8. La mortalidad relativa estimada ($F_t/F_{MSY}$) para el peto del Índico se representa con una línea azul y el punto de referencia $F_{MSY}$con una línea de color negro paralela al eje $x$. La línea gris paralela al eje $y$representa el final del intervalo de los datos disponibles y el área azul corresponde al intervalo de confianza del 95%.

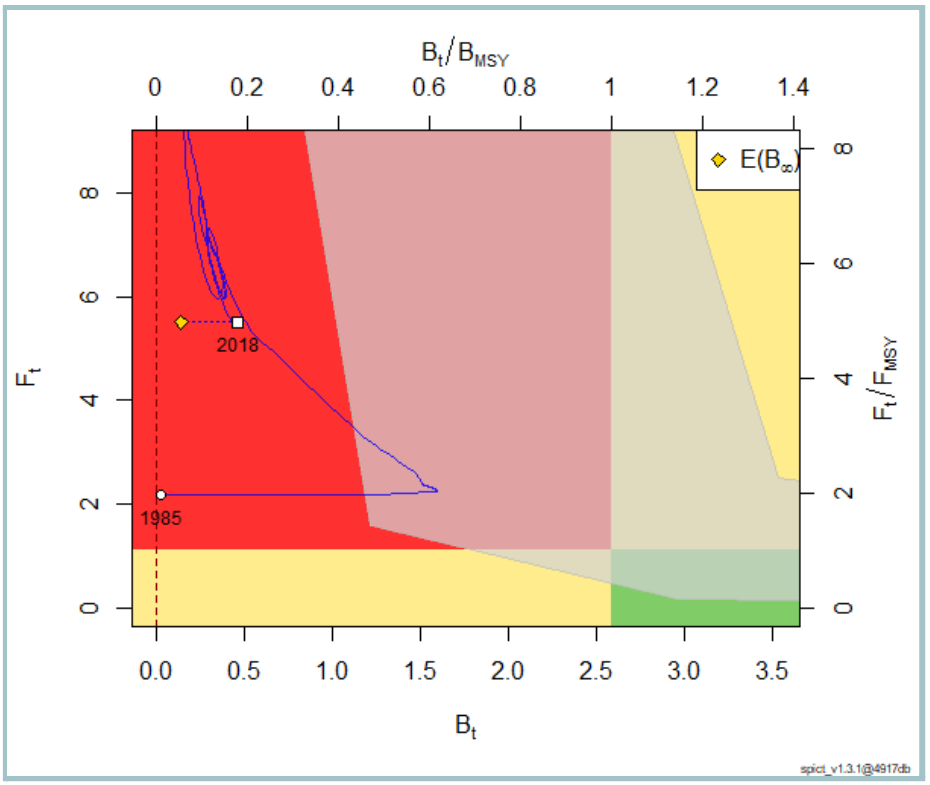



Figura 9. Gráfico de Kobe que informa sobre la evolución de la pesquería de peto del Índico desde 1985 hasta 2018. La región de color verde informa que la biomasa estiamda $B$está por encima del $B_{MSY}$ y la mortalidad por pesca estimada $F$ por debajo del $F_{MSY}$. La región de color rojo informa que $B$está por debajo del $B_{MSY}$y $F$ por debajo del $F_{MSY}$. La región de color amarillo sobre la región verde informa que $B$está por encima del $B_{MSY}$y $F$ por encima del . La región de color amarillo bajo la región roja informa que$B$está por debajo del $B_{MSY}$y $F$está por debajo del $F_{MSY}$.

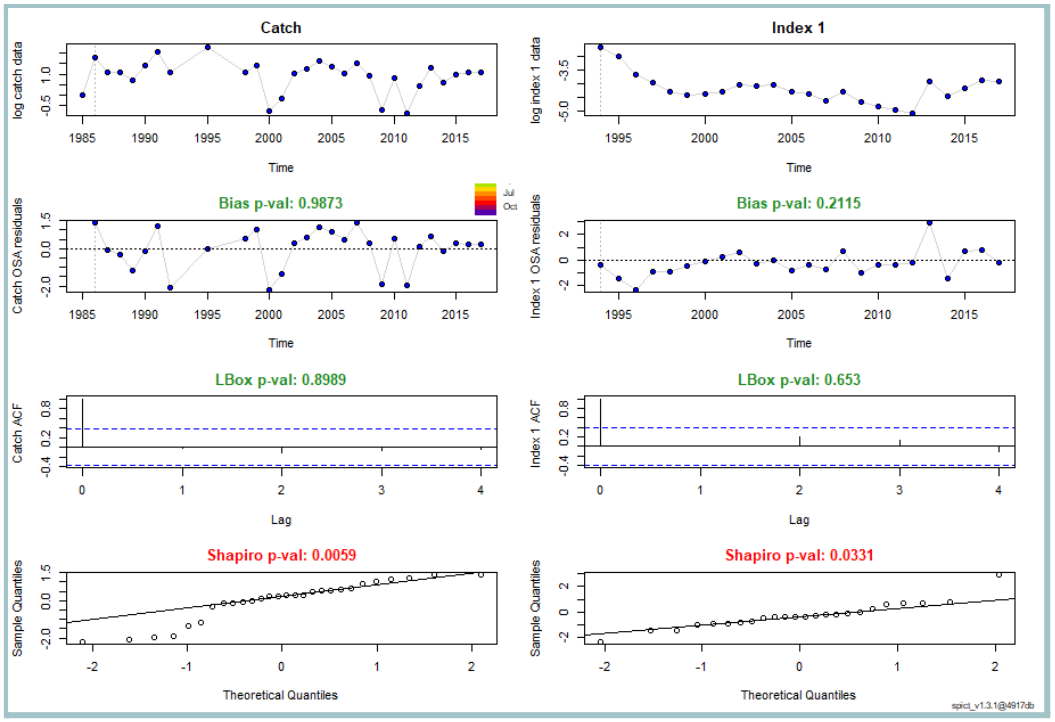



Figura 10 . Gráficas sobre la calidad del ajuste del modelo SPiCT aplicado al peto del Índico. La primera columna de gráficas se refiere a las capturas y la segunda columna al índice de abundancia. Los títulos de color verde de las gráficas informan que no se encontraron desviaciones relevantes respecto a las asunciones del modelo, mientras que los títulos de color rojo informan que sí se encontraron dichas desviaciones y han de ser tenidas en cuenta.

## 3.3 Resultados del SPiCT para la melva

Los principales resultados del modelo SPiCT implementado para la melva del Atlántico, se muestran en la figura 11 en la cual podemos observar que el modelo estimó un $MSY$de aproximadamente 7 toneladas y para los puntos de referencia, un $B_{MSY}$ de 3.1 y $F_{MSY}$ de 2.2. La figura 12 muestra la serie temporal de la biomasa estimada de melva $B$ y el punto de referencia $B_{MSY}$. Se observan distintos cambios en la abundancia de melva a lo largo del tiempo, manteniéndose $B$ por encima del $B_{MSY}$a partir de 2007 en adelante. La figura 13 representa la serie temporal de la mortalidad por pesca $F$ y el punto de referencia $F_{MSY}$, pudiendo observarse $F$ se encuentra por debajo del $F_{MSY}$ estimado. Estos resultados nos indican que si la actividad pesquera continúa a este ritmo, las capturas de melva se mantendrían en unos niveles sostenibles. No obstante, ha de tenerse en cuenta que la

incertidumbre que se observa en especial en la figura 13 es muy alta, tal y como lo indica el área de color azul que ocupa la totalidad del gráfico. La figura 14 corresponde al gráfico de Kobe que representa la evolución de la pesquería de melva respecto a los puntos de referencia $B_{MSY}$ y $F_{MSY}$, y en él podemos observar que ha pasado de estar en la zona de color amarillo, donde $B$ está por debajo del $B_{MSY}$, a localizarse en la zona verde donde el riesgo de sobrepesca es mínimo. En la figura 15 se presentan las gráficas sobre la calidad del ajuste del modelo e informan que se encontraron desviaciones relevantes respecto de las asunciones del modelo que han de tenerse en consideración.

```
 [1] "Convergence: 0  MSG: relative convergence (4)"
 [2] "Objective function at optimum: 85.9645424"
 [3] "Euler time step (years):  1/16 or 0.0625"
 [4] "Nobs C: 31,  Nobs I1: 27"
 [5] ""
 [6] "Priors"
 [7] "     logn  ~  dnorm[log(2), 2^2]"
 [8] " logalpha  ~  dnorm[log(1), 2^2]"
 [9] "  logbeta  ~  dnorm[log(1), 2^2]"
[10] ""
[11] "Model parameter estimates w 95% CI "
[12] "            estimate      cilow        ciupp    log.est  "
[13] " alpha  1.689889e+00  0.6234247 4.580707e+00  0.5246631  "
[14] " beta   1.784917e-01  0.0252199 1.263257e+00 -1.7232132  "
[15] " r      1.478066e-01  0.0351074 6.222845e-01 -1.9118506  "
[16] " rc     4.097773e-01  0.1205256 1.393209e+00 -0.8921413  "
[17] " rold   5.305326e-01  0.0675121 4.169102e+00 -0.6338739  "
[18] " m      8.664500e+03  1.6500590 4.549751e+07  9.0669895  "
[19] " K      1.365478e+05 23.6458004 7.885253e+08 11.8244303  "
[20] " q      2.195000e-04  0.0000000 2.029815e+00 -8.4243108  "
[21] " n      7.213996e-01  0.5471059 9.512186e-01 -0.3265621  "
[22] " sdb    4.449655e-01  0.1986439 9.967295e-01 -0.8097586  "
[23] " sdf    8.982914e-01  0.6246548 1.291797e+00 -0.1072608  "
[24] " sdi    7.519424e-01  0.5165213 1.094664e+00 -0.2850956  "
[25] " sdc    1.603376e-01  0.0262757 9.783979e-01 -1.8304740  "
[26] " "
[27] "Deterministic reference points (Drp)"
[28] "            estimate     cilow        ciupp   log.est  "
[29] " Bmsyd 4.228882e+04 7.2806999 2.456281e+08 10.652278  "
[30] " Fmsyd 2.048887e-01 0.0602628 6.966047e-01 -1.585289  "
[31] " MSYd  8.664500e+03 1.6500590 4.549751e+07  9.066990  "
[32] "Stochastic reference points (Srp)"
[33] "            estimate     cilow        ciupp   log.est rel.diff.Drp  "
[34] " Bmsys 3.126824e+04 4.8781123 2.004265e+08 10.350358  -0.35245292  "
[35] " Fmsys 2.184993e-01 0.0686472 6.954684e-01 -1.520972   0.06229142  "
[36] " MSYs  6.982087e+03 1.2388758 3.934982e+07  8.851103  -0.24096136  "
[37] ""
[38] "States w 95% CI (inpSmsytype: s)"
[39] "                  estimate      cilow        ciupp   log.est  "
[40] " B_2017.94      1.410302e+05 13.4097270 1.483215e+09 11.856729  "
[41] " F_2017.94      1.096860e-02  0.0000010 1.180872e+02 -4.512715  "
[42] " B_2017.94/Bmsy 4.510333e+00  0.9941850 2.046210e+01  1.506371  "
[43] " F_2017.94/Fmsy 5.019990e-02  0.0000047 5.345713e+02 -2.991742  "
[44] ""
[45] "Predictions w 95% CI (inpSmsytype: s)"
[46] "                   prediction       cilow        ciupp   log.est  "
[47] " B_2019.00      1.259271e+05  11.1265313 1.425209e+09 11.743458  "
[48] " F_2019.00      1.096880e-02   0.0000009 1.407548e+02 -4.512700  "
[49] " B_2019.00/Bmsy 4.027317e+00   0.8536053 1.900091e+01  1.393100  "
[50] " F_2019.00/Fmsy 5.020060e-02   0.0000040 6.373160e+02 -2.991727  "
[51] " Catch_2018.00  1.460117e+03 295.2558593 7.220657e+03  7.286272  "
[52] " E(B_inf)       7.080554e+04          NA           NA 11.167693  "
```

Figura 11. Resultados del modelo SPiCT aplicado a la melva del Atlántico.

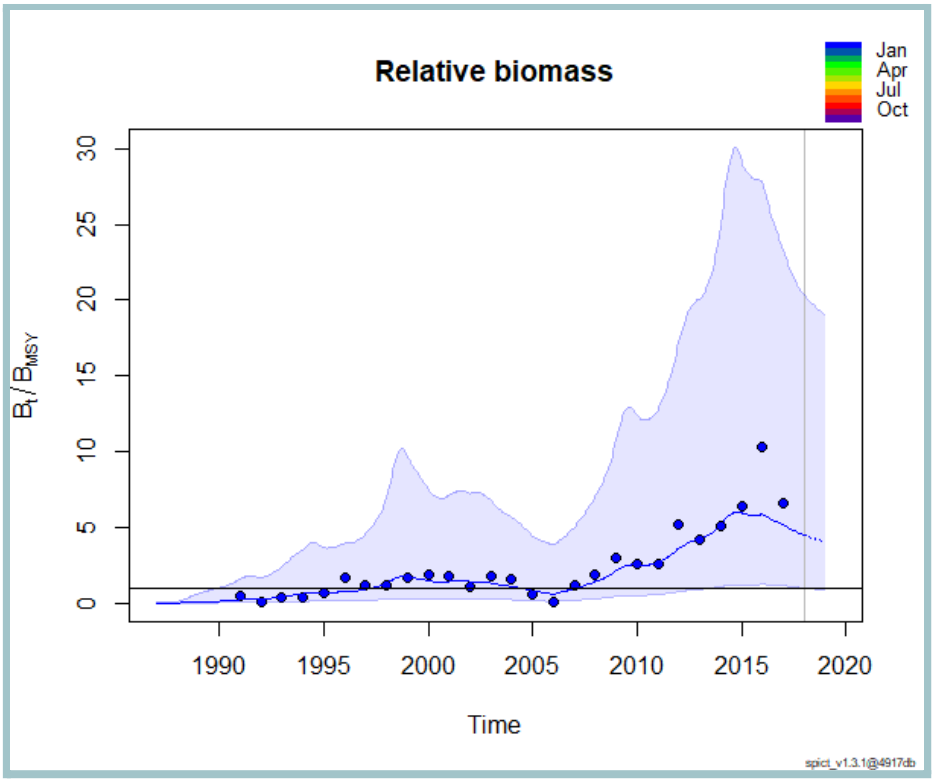



Figura 12. La biomasa relativa estimada ($B_t/B_{MSY}$) para la melva del Atlántico se representa con una línea azul y el punto de referencia $B_{MSY}$con una línea de color negro paralela al eje $x$. La línea gris paralela al eje $y$representa el final del intervalo de los datos disponibles y el área azul corresponde al intervalo de confianza del 95%.

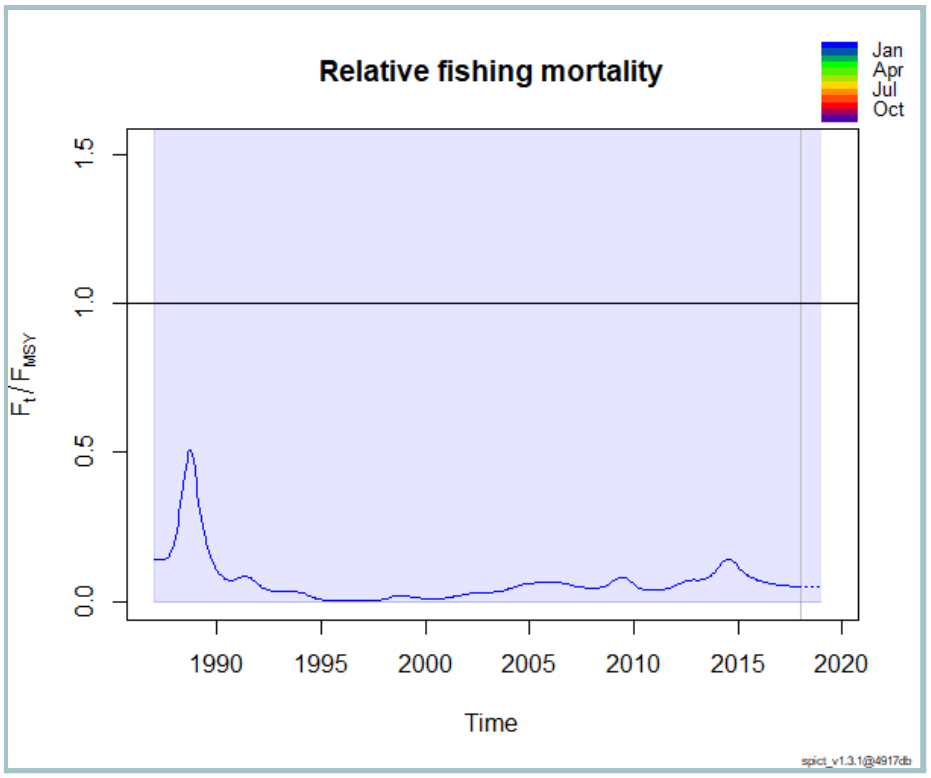



Figura 13. La mortalidad por pesca relativa estimada ($F_t/F_{MSY}$) para la melva del Atlántico se representa con una línea azul y el punto de referencia $F_{MSY}$con una línea de color negro paralela al eje $x$. La línea gris paralela al eje $y$representa el final del intervalo de los datos disponibles y el área azul corresponde al intervalo de confianza del 95%.

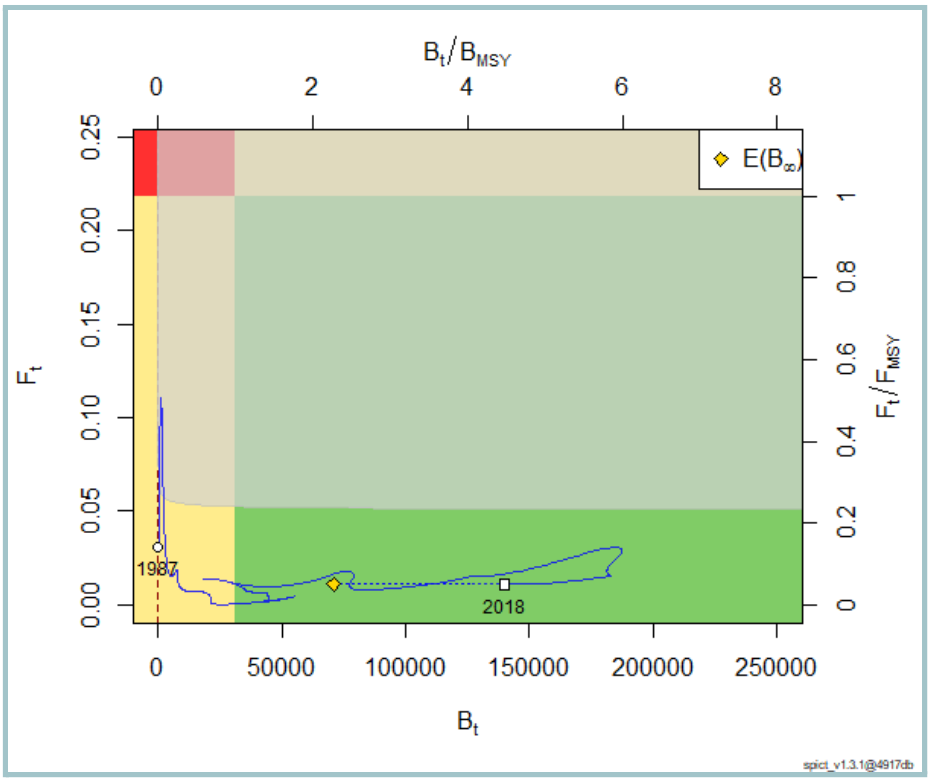



Figura 14. Gráfico de Kobe que informa sobre la evolución de la pesquería de la melva del Atlántico desde 1987 hasta 2018. La región de color verde informa que la biomasa estiamda $B$está por encima del $B_{MSY}$ y la mortalidad por pesca estimada $F$por debajo del $F_{MSY}$. La región de color rojo informa que $B$está por debajo del $B_{MSY}$ y $F$ por debajo del$F_{MSY}$. La región de color amarillo sobre la región verde informa que $B$está por encima del $B_{MSY}$ y $F$ por encima del . La región de color amarillo bajo la región roja informa que $B$está por debajo del$B_{MSY}$y$F$está por debajo del $F_{MSY}$.

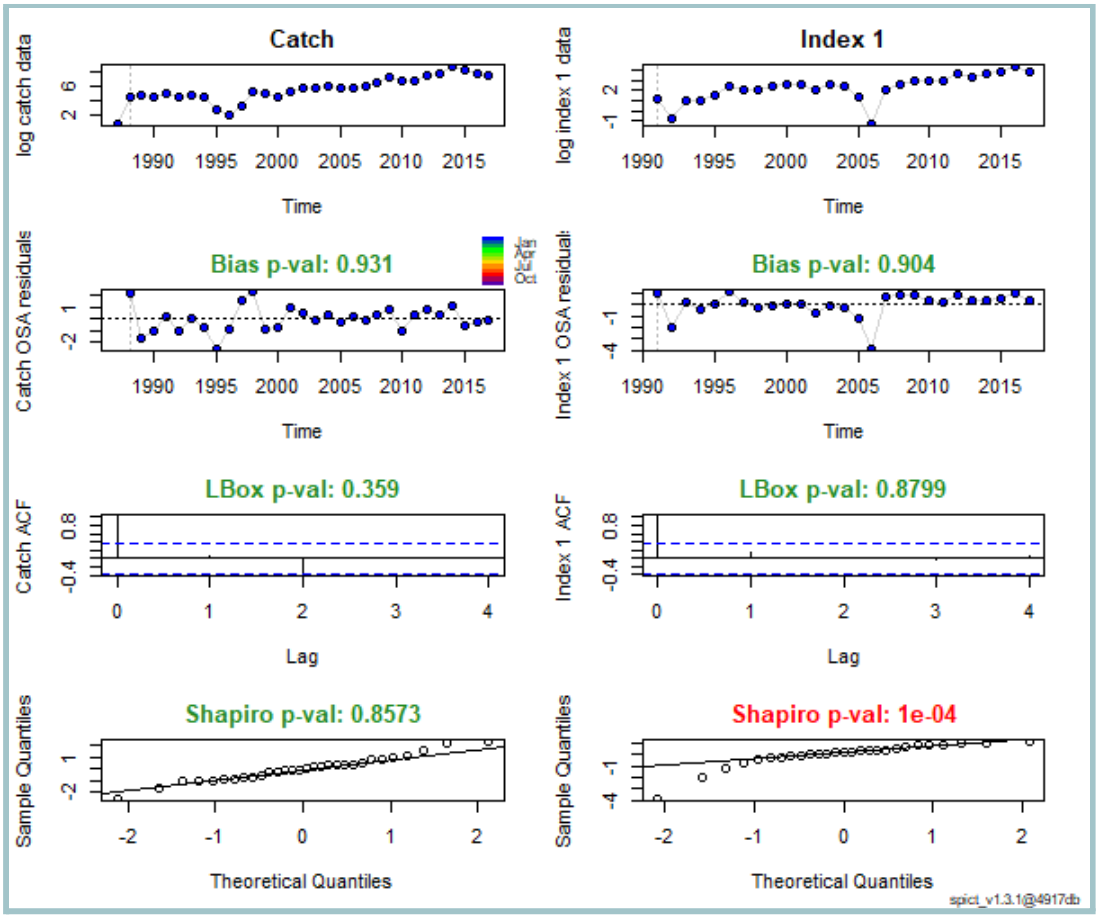



Figura 15 Gráficas sobre la calidad del ajuste del modelo SPiCT aplicado a la melva del Atlántico. La primera columna de gráficas se refiere a las capturas y la segunda columna al índice de abundancia. Los títulos de color verde de las gráficas informan que no se encontraron desviaciones relevantes respecto a las asunciones del modelo, mientras que los títulos de color rojo informan que sí se encontraron dichas desviaciones y han de ser tenidas en cuenta.

## 3.4 Comparación de los métodos para la definición de procedimientos de manejo utilizando el modelo SPiCT como referencia

A continuación, en la tabla 1 se muestran las medianas calculadas de las cuotas para cada uno de los métodos aplicados (filas) a cada especie (columnas). Hicimos una comparación mediante el cálculo de la diferencia entre cada una de las medianas de las cuotas calculadas por los métodos AvC, CC1, CC2, CC3, CC4, CC5, SPMSY y SBT1 y la cuota calculada usando el modelo SPiCT, la cual utilizamos como referencia.

Para la melva del Atlántico, observamos que el SBT1, desarrollado en el marco de actuación para reconstruir la pesquería del Atún Rojo del sur (Hillary et al, (2012), es el método más aceptable, con un valor de 26260.77, ya que es el método cuya mediana presenta menor diferencia respecto al valor de referencia (30815). En el caso del peto del Índico, el método más aceptable fue el CC5 cuyo valor (1.67) presenta la menor diferencia respecto al valor de referencia (0.5082839). Para el dorado, consideramos que la diferencia entre las medianas de las cuotas de los métodos AvC, CC1,CC2,CC3,CC4,CC5, SPMSY y SBT1 y el valor de referencia (15.65737) es demasiado grande y no es posible identificar cuál es el método más aceptable.

| | **Dorado Índico** | **Peto Índico** | **Melva Atlántico** |
|---|---|---|---|
| **SPiCT (Referencia)** | 15.65737 | 0.5082839 | 30815 |
| **AvC** | 3.38 | 3.13 | 767.62 |
| **CC1** | 1.42 | 2.79 | 3075.85 |
| **CC2** | 1.28 | 2.51 | 2773.64 |
| **CC3** | 1.14 | 2.24 | 2461.45 |
| **CC4** | 0.99 | 1.95 | 2146.68 |
| **CC5** | 0.85 | <u>1.67</u> | 1841.9 |
| **SPMSY** | NA | NA | 438.12 |
| **SBT1** | 0.28 | 2.86 | <u>26260.77</u> |

Tabla 1. Valores de la mediana de la cuota calculados para los métodos aplicados a cada una de las especies. El código *NA* representa aquellos casos en los que no pudo ser aplicado alguno de los métodos debido a que no se cumplieron los requisitos mínimos.

## 4. Discusión

El dorado, el peto y la melva son especies bycatch capturadas habitualmente por pesquerías de túnidos del Océano Índico y Atlántico, sin embargo, la cantidad y calidad de los datos disponibles es limitada y actualmente es difícil conocer el estado de sus poblaciones. Con el fin de mejorar el conocimiento sobre el estado y el nivel de explotación de estas especies bycatch, fueron utilizados métodos para pesquerías con datos limitados.

El modelo SPiCT es el método más robusto que hemos utilizado en este trabajo y prueba de ello es que actualmente se utiliza para la evaluación de varias especies a nivel mundial como *Brosme brosme* (ICES, 2020) o *Isurus oxyrinchus* (Maguire & Berg, 2020)

En el caso de su aplicación para el dorado, como ya se comentó en la sección de datos disponibles, utilizamos datos de captura de las Seychelles y CPUE de la Reunión, por lo que la calidad de los datos sobre esta especie es limitada. Sin embargo la elección de CPUE de palangreros de la Reunión puede verse reforzada por el hecho de que esta flota, que pesca cerca de las Seychelles, es muy representativa en la región (Coelho et al. 2014) y captura habitualmente esta especie (Miossec & Taquet, 2004, Romanov et al. 2013, Sabarros et al. 2013). Los resultados de este modelo para el dorado son de especial interés ya que para esta especie las estimaciones obtenidas para la biomasa y la mortalidad por pesca podrían ser utilizadas para informar sobre el estado de la pesquería (figura 2 y 3) ya que la incertidumbre asociada a las mismas está dentro de unos niveles aceptables (Mildenberger et al. 2019).

El estado de la población de dorado estimado por este modelo es coherente con los resultados del trabajo realizado por Benjamin & Kurup (2012) en la costa suroeste india, uno de los pocos estudios disponibles al respecto y donde, utilizando el valor de la tasa de explotación del dorado, entre otros indicadores, se estima que la población está siendo subexplotada. En dicho trabajo, la tasa de explotación del dorado es de 0.38, que está por debajo del valor óptimo que corresponde a 0.5, y que por encima del cual se consideraría que la población se

encuentra sobreexplotada. Estos resultados motivan el aumento del esfuerzo de pesca dirigido a esta especie a lo largo de la costa suroestes india, con el fin de garantizar un aumento de los desembarcos en el país y el sustento de los pescadores (Benjamin y Kurup, 2012). Estos resultados también sugieren que el dorado podría explotarse directamente de forma sostenible y con una gran producción, convirtiéndose en una pesquería emergente con gran potencial de explotación a largo plazo gracias a algunas características biológicas como su rápido crecimiento y maduración temprana (Whoriskey et al. 2011, Rajesh et al. 2016). Por ejemplo, la pesquería de pez espada de la de Reunión, ha modificado su estrategia de pesca en los últimos años, para capturarlo directamente . (Romanov et al. 2013)

Aunque la popularidad del dorado como una especie objetivo emergente se haya incrementado notablemente en las últimas décadas, otras características como la tendencia a agregarse o la explotación previa a alcanzar la edad de maduración, podrían hacer más vulnerable al dorado de lo que actualmente se contempla, y unido a la baja calidad de los datos de los que se dispone, la explotación de esta especie debería llevarse a cabo con precaución (Clarke et al. 2014). En esta línea Whoriskey et al, (2011) advierten del enorme aumento de los desembarcos globales de dorado observados que según datos de la FAO, se ha observado un incremento de un 746% desde 1950 hasta 2009. Esto resulta preocupante teniendo en cuenta las múltiples fuentes de mortalidad a las que se encuentra sometida esta especie; como objetivo de la pesca artesanal y recreativa y como bycatch de flota industrial, lo que obliga a poner en el foco la necesidad de tomar medidas encaminadas a conservar este recurso.

La extracción de especies como el dorado o el peto, que son depredadores pelágicos, de manera incontrolada o sin estar adecuadamente regulada podría tener impactos sustanciales en los ecosistemas marinos, dado que se encuentran en los altos niveles de la red trófica (Assana et al. 2020). A los desequilibrios que podrían tener lugar en las redes tróficas, se suma la preocupación existente sobre la bioacumulación de elementos tóxicos en los músculos de estos peces de gran tamaño y cuya carne es muy valorada. Debido a su importancia comercial en el

Índico, se siguen realizando numerosos trabajos en los que se analiza el contenido en metales pesados como el mercurio, cadmio o plomo en estas especies (Bodin et al. 2017, Kojadinovi et al. 2006). Los resultados de uno de estos estudios, como el de Bodin et al, (2017) en el Índico, apuntaban a que aunque algunas concentraciones de mercurio medidas en los peces pelágicos de mayor tamaño como el pez espada, la aguja azul o el peto, podían preocupar en ocasiones, declararon que los peces pelágicos del Índico Occidental eran seguros para el consumo humano. Este hecho podría motivar la movilización de nueva flota para capturar dorado y peto en el Índico, y al mismo tiempo, hacer que flota ya existente dirija más esfuerzos a capturar estas especies, además de las que tradicionalmente han sido capturadas en la región, como el pez espada.

En el caso del peto, algunas de las estimaciones del modelo SPiCT presentan alta incertidumbre, tal y como se observa en las figuras 8 y 9, que muestran las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca respectivamente, y al igual que el dorado, los estudios sobre esta especie en el Índico son sumamente escasos. En cambio, sí se han observado avances con respecto al estudio de esta especie en el Atlántico. Para el peto del Atlántico noroccidental, por ejemplo, Mourato et al (2019) identificaron los métodos para el manejo de pesquerías más aceptables mediante un proceso riguroso de evaluación de estrategias de manejo.Los resultados de dicho trabajo indicaban que los métodos AvC y CC1, basados en las capturas, fueron los más aceptables. A diferencia de dichos resultados, en el presente trabajo el método para el manejo de pesquerías más aceptable para el peto, utilizando los resultados del SPiCT como referencia, fue el CC5, también basado en las capturas, utilizando solamente el 60% del promedio de capturas históricas para el cálculo de la cuota pero que, sin embargo, no fue utilizado por Mourato et al, (2019).A pesar de que no contamos con otros estudios más completos sobre el peto del Índico para poder comparar con nuestros resultados, nuevos conocimientos sobre esta especie indican que el peto podría tratarse del primer vertebrado con una única población distribuida globalmente, lo que puede representar un desafío desde el punto de vista de la cooperación a nivel mundial de ORPs de túnidos y agentes implicados para conocer su estado y asegurar su

conservación (Theisen et al. 2008) En un estudio reciente y mediante marcadores genéticos, Ollé et al, (2020) presentan al peto del atlántico como una especie que debido a características biológicas como su alta movilidad, y de su ciclo de vida como la dispersión de huevos buyentes y larvas pelágicas, se facilita la homogeneidad genética entre las poblaciones, en este caso, del atlántico nororiental y suroriental. Los resultados de dicho trabajo, según Ollé et al, (2020), deberían hacer replantearse a ICCAT sus estrategias de manejo para esta especie, y esto podría aplicarse también a otras ORPs, como la IOTC para el peto del Índico, teniendo en cuenta la "alta conectividad a escala global" que se observa para esta especie (Theisen et al. 2008).

Para el caso de la melva del atlántico, las estimaciones de la biomasa y mortalidad por pesca que obtuvimos, también presentan bastante incertidumbre, como puede observarse en las figuras 13 y 14 respectivamente, sin embargo, es importante mencionar que en los informes de ICCAT, se afirma que la información de la que se dispone no permite conocer el estado de sus poblaciones (Valeiras & Abad, 2006).

Aunque no es posible llevar a cabo un asesoramiento formal de dicha especie, existen varios estudios sobre su distribución, abundancia, su importancia para la industria de productos pesqueros y algunas problemáticas que tienen que ver con su identificación respecto a otras especies y subespecies descritas. En la bibliografía sobre esta especie, por un lado, Richards (1984) destacaba la amplia distribución y abundancia del género *Auxis*, el cual engloba los túnidos más pequeños y al que la melva pertenece, y por otro lado Collette & Aadland (1996) explican que la melva no ha sido muy explotada, debido en parte a su pequeño tamaño, y a que tal y como Hall & Roman (2013) apuntan, su valor también es menor respecto al de otros grandes túnidos comerciales. Sin embargo, al igual que el dorado y el peto, la melva también está sujeta a diferentes fuentes de mortalidad, que habitualmente no está adecuadamente cuantificada. A este problema se le suma la identificación errónea de los individuos del género *Auxis.* Valeiras & Abad (2006), explican que solía pensarse que había una única especie del género *Auxis*, lo cual dio lugar a numerosos casos en los que trabajos atribuidos a *A. thazard* (melva), con posterioridad, probablemente hicieran referencia a la

especie *A. rochei* (melvera). En las pesquerías que habitualmente capturan *Auxis spp. (Auxis* a partir de ahora), la discriminación entre ambas especies raramente se lleva acabo, lo que agrava la problemática de la calidad de los datos disponibles y complica la realización de estudios específicos más completos (Valeiras & Abad, 2006). No obstante, Monteiro et al (2017) señala a *A. thazard* como la especie más común, pero añade que a nivel del Atlántico, *A. rochei* podría ser más abundante. Dicho estudio ponía el foco en el aumento observado de las capturas de *Auxis* en Cabo Verde. Este aumento que comenzó en 2012 ha levantado preocupación respecto al estado de estos pequeños túnidos, y aunque existe gran incertidumbre acerca de las causas reales de dicho aumento, Monteiro et al, (2017), trataron de darle explicación. Se piensa que puede deberse a la disminución en la población de depredadores como el atún de aleta amarilla, que a su vez haya favorecido el aumento de la biomasa de *Auxis* y consecuentemente, aumentan las capturas. También puede tener relación con una mayor aceptación de la especie por parte de las empresas conserveras, a las que va dirigido prácticamente el total de las capturas (Monteiro et al. 2017).. Ya en 1996, Collete & Aadland preveían un incremento general de la explotación de estos pequeños túnidos. Al igual que el dorado, se apunta a la explotación de *Auxis* como una alternativa emergente y con gran potencial en un contexto donde las poblaciones de otros túnidos de mayor tamaño cada vez están más mermadas. Ante este pronóstico, es de gran importancia conocer el estado de las poblaciones de *Auxis*, y para ello es imprescindible investigar más en profundidad acerca de la identificación de sus especies, así como tener presente que también existen subespecies. Recientemente, dos subespecies han sido reconocidas para cada especie: Para la melva, *Auxis thazard thazard* y *Auxis thazard brachydorax*,y para la melvera, *Auxis rochei rochei* y *Auxis rochei eudorax* (Bezerra et al. 2020).

Actualmente se están haciendo esfuerzos para conseguir datos sobre los desembarcos de pequeños túnidos, más realistas que los que actualmente se encuentran disponibles (Fonteneau & Alayón 2018), pero se sigue sin discriminar entre especies dentro de este género. En las estadísticas de capturas de ICCAT, por ejemplo, se cree que en la categoría de *Auxis thazard* se incluyen tanto a

individuos de *A. thazard* como *A. rochei,* lo cual nos sigue alejando del objetivo de conocer mejor el estado de las poblaciones de las distintas especies de pequeños túnidos.

Este trabajo muestra una aproximación al asesoramiento de especies bycatch, cuyo estudio a veces se ve relegado al poner el foco en las especies objetivo y de mayor valor comercial (Clarke et al. 2014). Sin embargo se ha mostrado su importancia y relevancia para los pequeños estados insulares de Cabo Verde y las Seychelles, donde juegan un papel fundamental en el ámbito socioeconómico . Por lo tanto este podría ser un primer paso de cara a regular adecuadamente su explotación y asegurar su conservación, destacando la necesidad de realizar un gran esfuerzo en la consecución de datos que permitan conocer mejor la situación de estas especies.

**Bibliografía**

Allen, R. (2010). *International management of tuna fisheries: arrangements, challenges and a way forward* (p. 45). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A., & Pope, J. G. (1994). *A global assessment of fisheries bycatch and discards* (Vol. 339). Food & Agriculture Org.

Amandé, J. M., Ariz, J., Chassot, E., Chavance, P., Delgado de Molina, A., Gaertner, D., ... & Ruiz, J. (2008). By-catch and discards of the European purse seine tuna fishery in the Indian Ocean. Estimation and characteristics for the 2003-2007 period. *Indian Ocean Tuna Commission*.

Amandè, M. J., Dewals, P., Amalatchy, J. N. C., Pascual, P., Cauquil, P., Irie, D. B. Y., ... & Restrepo, V. (2017). Retaining by-catch to avoid wastage of fishery resources: how important is by-catch landed by purse seiners in Abidjan?. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *73*(3), 947-952.

Andonegi, E., Juan-Jordá, M. J., Murua, H., Ruiz, J., Ramos, M. L., Carlos, J., ... & Bach, P. IN SUPPORT OF THE IOTC ECOSYSTEM REPORT CARD: THREE ECOSYSTEM INDICATORS TO MONITOR THE ECOLOGICAL IMPACTS OF PURSE SEINE FISHERIES OPERATING IN THE INDIAN OCEAN.

Angel, A., Nel, R., Wanless, R. M., Mellet, B., Harris, L., & Wilson, I. (2014). Ecological risk assessment of sea turtles to tuna fishing in the ICCAT region. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(5), 2226-2259.

Assan C.N. ,Dorizo J. L., S.F.A. (2009). Seychelles artisanal fisheries statistics for 2008. *Seychelles Fishing Authority Technical Report. Government of Seychelles, Seychelles*.

Assana, K., Rajesh, M., Rajesh, K. M., & Shaik, T. A. (2020). Length-weight relationship, feeding traits and nutritional value of mahi mahi (Coryphaena hippurus) in the south-eastern Arabian Sea. *Journal of Environmental Biology*, *41*, 776-781.

Babcock, E. A., & Cortes, E. (2005). Surplus production model applied to the data for blue and mako sharks available at the 2001 ICCAT By-catch working group and other published data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3), 1044-1053.

Báez, J. C., Camiñas, J. A., & Macías, D. (2016). Definiendo y traduciendo “by-catch” al español: Un término inconsistente en biología pesquera. *Anales de Biología vol. 38, 2016*.

Benaka, L. R., Bullock, D., Hoover, A. L., & Olsen, N. A. (2019). US National Bycatch Report First Edition Update 3. *Silver Spring, MD: US Department of Commerce.*

Benjamin, D., & Kurup, B. M. (2012). Stock assessment of dolphinfish, Coryphaena hippurus (Linnaeus, 1758) off southwest coast of India. *Journal of the Marine Biological Association of India*, *54*(1), 1-96.

Bodin, N., Lesperance, D., Albert, R., Hollanda, S., Michaud, P., Degroote, M., ... & Bustamante, P. (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian Ocean. Chemosphere, 174, 354-362.

Briand, K., Bonnieux, A., Le Dantec, W., Le Couls, S., Bach, P., Maufroy, A., ... & Goujon, M. (2018). Comparing electronic monitoring system with observer data for estimating non-target species and discards on French tropical tuna purse seine vessels. Col Vol Sci Pap ICCAT, 74(6), 3813-3831.

Caddy, J. F., & Mahon, R. (1996). *Puntos de referencia para la ordenación pesquera* (Vol. 347). Food & Agriculture Org..

Cadima, E. L. (2003). *Manual de evaluación de recursos pesqueros*. Roma: FAO.

Carruthers, T. and Hordyk, A. 2017. DLMtool: Data-Limited Methods Toolkit. R package version 4.4.1. https://CRAN.R-project.org/package=DLMtool.

Carruthers, T. R., & Hordyk, A. R. (2020). Data-Limited Methods Toolkit (DLMtool 5.4.2): User Guide.

Carruthers, T., Hordyk, A., Carruthers, M. T., Rcpp, I., & Rcpp, L. (2021). Package 'DLMtool'.

Carruthers, T. R., Kell, L. T., Butterworth, D. D., Maunder, M. N., Geromont, H. F., Walters, C., ... & Davies, C. R. (2016). Performance review of simple management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, *73*(2), 464-482

Carruthers, T. R., Punt, A. E., Walters, C. J., MacCall, A., McAllister, M. K., Dick, E. J., & Cope, J. (2014). Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fisheries Research*, *153*, 48-68.

Chavance, P., Amande, J. M., Pianet, R., Chassot, E., & Damiano, A. (2011). *Bycatch and discards of the French tuna purse seine fishery during the 2003-2010 period estimated from observer data*. IOTC-2011-WPEB07-23.

Clarke, S., Sato, M., Small, C., Sullivan, B., Inoue, Y. & Ochi, D. 2014. Bycatch in longline fisheries for tuna and tuna-like species: a global review of status and mitigation measures. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 588. Rome, FAO. 199 pp.

Coelho, R., Nikolic, N., Evano, H., Miguel, N., & Bourjea, J. (2014, July). Reunion island pelagic longline fishery characterization and standardization of albacore catch rates. In *IOTC*.

Collette, B. B., & Aadland, C. R. (1996). Revision of the frigate tunas (Scombridae, Auxis), with descriptions of two new subspecies from the eastern Pacific. *Fishery Bulletin*.

Cortés, E., Domingo, A., Miller, P., Forselledo, R., Mas, F., Arocha, F., ... & Yokawa, K. (2015). Expanded ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Collect Vol Sci Pap ICCAT*, *71*(6), 2637-2688.

Corti, R., Rincón, M. M., & Ruiz Segura, J. (2017). Benchmarking the ability of different stock-assessment models to capture the highly-fluctuating dynamics of small pelagics.

Czaia, I. S. (2016). *Construcción de distribuciones a priori no informativas y estimación de modelos de espacio de estados no lineales: aplicación a la evaluación de recursos pesqueros mediante técnicas bayesianas* (Doctoral dissertation, Universidad de Huelva).

Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., & Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, *33*(4), 661-672.

FAO. 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. Roma.

Fonteneau, A., & Alayón, P. P. (2018). ON THE CATCHES OF MINOR TUNAS BY THE EU PURSE SEINERS: DATA ANALYSIS AND PROPOSAL TO CORRECT THE TASK I AND TO CREATE TASK II CATCH AND EFFORT AND CATCH AT SIZE FILES FOR MINOR TUNAS LANDED BY THE EU PURSE SEINERS. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *75*(1), 68-85

Frédou, F. L., Frédou, T., Gaertner, D., Kell, L., Potier, M., Bach, P., ... & Ménard, F. (2016). Life history traits and fishery patterns of teleosts caught by the tuna

longline fishery in the South Atlantic and Indian Oceans. *Fisheries Research*, *179*, 308-321.

Frédou, F. L., Frédou, T., Ménard, F., Beare, D., Abid, N., & Kell, L. (2017). Preliminary ecological risk assessment of small tunas of the Atlantic Ocean. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 73, 2663-2678.

Garcia, S. (1994). World review of highly migratory species and straddling stocks (Vol. 337). Food & Agriculture Org..

Geromont, H. F., & Butterworth, D. S. (2015). Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. *ICES Journal of Marine Science*, *72*(1), 251-261.

Gilman, E. L. (2011). Bycatch governance and best practice mitigation technology in global tuna fisheries. *Marine Policy*, *35*(5), 590-609.

Hall, M. A., Alverson, D. L., & Metuzals, K. I. (2000). By-catch: problems and solutions. *Marine pollution bulletin*, *41*(1-6), 204-219.

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

Hilborn, R., & Walters, C. J. (Eds.). (2013). *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Springer Science & Business Media.

Hillary, R., Preece, A. L., & Davies, R. (2012). *Developing a Management Procedure Based Recovery Plan for Southern Bluefin Tuna*. CSIRO Marine and Atmospheric Research.

Iborra, M. J. (2011). Fisheries in the Seychelles and fisheries agreements with the EU. Fisheries, 64.

ICCAT Nominal Catches and Catch and Effort Data - Reference file. t1nc-ALL_20181205 and t2ce_20181205web

(https://www.iccat.int/es/accesingdb.html Para la versión actualizada de las bases de datos).

ICES (2017) ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks.ICES AdviceTechnical Guidelines 12.4.3.1

ICES. 2018a. ICES reference points for stocks in categories 3 and 4 In ICES Advisory Committee, 2018. ICES Advice 2018, Book 16, Section 16.4.3.2

ICES. 2020. Working Group on the Biology and Assessment of Deep-sea Fisheries Resources (WGDEEP).

IOTC Catch and Effort Data - Reference File. IOTC-2018-DATASETS-NCDBrev2 and IOTC-2018-WPEB14-DATA04 - CELongline (https://ww2.iotc.org/WPTT/22DP/Data/08-CEref Para la versión actualizada de las bases de datos).

IOTC–WPEB16 2020. Report of the 16th Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch. Online, 7 - 10 September 2020 IOTC–2020–WPEB16–R[E]: 104 pp

Kilduff, P., Carmichael, J., & Latour, R. (2009). Guide to fisheries science and stock assessments. *Atlantic States Marine Fisheries Commission*, 1-66.

Kiszka, J. J. (2012). An Ecological Risk Assessment (ERA) for marine mammals, sea turtles and elasmobranchs captured in artisanal fisheries of the SW Indian Ocean based on interview survey data. In *IOTC-WPEB08-30*.

Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R. P., & Bustamante, P. (2006). Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. *Science of the total environment*, *366*(2-3), 688-700.

Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J., & Freeman, S. A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in ecology & evolution*, *19*(11), 598-604.

Le Quesne et al, W., Brown, M., De Oliveira, J., Casey, J., & O'Brien, C. (2013). Data-Deficient Fisheries in EU Waters. *Bruselas: Parlamento Europeo*.

Mildenberger, T. K., Kokkalis, A., & Berg, C. W. (2019). Guidelines for the stochastic production model in continuous time (SPiCT).

Miossec, D., & Taquet, M. (2004). Recent evolution of the Reunion longline fishery.

Miller, K. I., Nadheeh, I., Jauharee, A. R., Anderson, R. C., & Adam, M. S. (2017). Bycatch in the Maldivian pole-and-line tuna fishery. *PloS one*, *12*(5), e0177391

Monteagudo, J. P., Restrepo, V., & Justel-Rubio, A. (2016). REVIEW OF PURSE SEINE LOGBOOKS USED IN THE ICCAT AREA AND RECOMMENDATIONS FOR A HARMONISED FORM. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *72*(8), 2339-2353.

Monteiro V., Ramos V., and Vieira N. (2017). Analyse des fluctuations de capture Auxis spp., dans les eaux du Cabo Verde au cours des dernières années *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *73*(8), 2744-2753.

Morán-Angulo, R. E., Téllez-López, J., & Cifuentes-Lemus, J. L. (2010). La investigación pesquera: una reflexión epistemológica. *Theomai*, (21), 97-112.

Mourato, B., Pons, M., Lucena-Frédou, F., & Frédou, T. (2019). APPLICATION OF THE DLMTOOL KIT FOR SMALL TUNAS: A CASE STUDY. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *76*(5), 44-57.

Murua, H., Arrizabalaga, H., Huang, J. J. H. W., Romanov, E., Bach, P., De Bruyn, P., ... & Ruiz, J. (2009). Ecological Risk Assessment (ERA) for species caught in fisheries managed by the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC): a first attempt. *Indian Ocean Tuna Commission, Mahé, Seychelles*.

Murua, H., Santiago, J., Coelho, R., Zudaire, I., Neves, C., Rosa, D., ... & Ruiz, J. (2018). Updated Ecological Risk Assessment (ERA) for shark species caught in fisheries managed by the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC). Indian Ocean Tuna Commission, Mahé, Seychelles.

Newman, D., Carruthers, T., MacCall, A., Porch, C., & Suatoni, L. (2014). Improving the science and management of data-limited fisheries: an evaluation of current methods and recommended approaches. *Natural Resources Defense Council, NRDC report R*, 14-09.

Ollé, J., Pascual-Alayón, P. J., Angueko, D., Diaha, N. G. C., Frédou, F. L., & Viñas, J. (2020). LACK OF GENETIC DIFFERENTIATION IN THE EAST ATLANTIC DISTRIBUTION OF WAHOO. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *77*(9), 1-5.

Olson, C. (2016) Puntos de referencia.Medir el éxito en la ordenación de pesquerías. Informe de PEW Charitable Trusts.

Parin, M., & Zugarramurdi, A. (1998). *Ingeniería económica aplicada a la industria pesquera* (No. CIDAB-SH1-F6f-351). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Pedersen, M. W., & Berg, C. W. (2017). A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, *18*(2), 226-243.

Pella, J. J., & Tomlinson, P. K. (1969). A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, *13*(3), 416-497.

Petukhova, N. G. (2019). LIFE HISTORY PARAMETERS FOR FRIGATE TUNA AUXIS THAZARD IN THE NORTHEAST ATLANTIC. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *76*(7), 169-173.

Quinteiro, J., Brás, N., Fortes, I., Rey-Méndez, M., Almeida, C., Manent, P., & González Henríquez, M. N. (2015). Trazabilidad genética en conservas elaboradas a partir de túnidos y caballa en Cabo Verde.

Rajesh, K. M., Rohit, P., & Abdussamad, E. M. (2016). Fishery, diet composition and reproductive biology of the dolphinfish Coryphaena hippurus (Linnaeus, 1758) off Karnataka, south-west coast of India. *Indian Journal of Fisheries*, *63*(4), 35-40.

Rankin, P. S., & Lemos, R. T. (2015). An alternative surplus production model. *Ecological Modelling*, *313*, 109-126.

Restrepo, V., Dagorn, L., Itano, D., Justel-Rubio, A., Forget, F., & Moreno, G. (2017). *A Summary of Bycatch Issues and ISSF Mitigation Activities To Date in Purse Seine Fisheries, with Emphasis on FADs*. ISSF Technical Report-2017-06.

Richards, W. J. (1984). Kinds and abundances of fish larvae in the Caribbean Sea and adjacent areas. *NOAA Tech Rep NMFS SSRF*, *776*, 1-54.

Rodríguez-Ferrer, G., Rodríguez-Ferrer, Y., Matos-Caraballo, D. A. N. I. E. L., & Lilyestrom, C. R. A. I. G. (2006). Comparison of dolphinfish (Coryphaena hippurus) commercial and recreational fisheries in Puerto Rico during 2000-2003.

Romanov, E. V., Sabarros, P. S., Le Foulgoc, L., Richard, E., Lamoureux, J. P., Rabearisoa, N., & Bach, P. (2013). Assessment of depredation level in Reunion Island pelagic longline fishery based on information from self-reporting data collection programme. 9th IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch (WPEB), La Réunion.

Sabarros, P. S., Romanov, E., Le Foulgoc, L., Richard, E., Lamoureux, J. P., & Bach, P. (2013). Commercial catch and discards of pelagic longline fishery of Reunion Island based on the self-reporting data collection program. *9th IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch, La Réunion, France*.

Torres-Irineo, E., Amande, M. J., Gaertner, D., De Molina, A. D., Murua, H., Chavance, P., ... & Lezama-Ochoa, N. (2014). Bycatch species composition over time by tuna purse-seine fishery in the eastern tropical Atlantic Ocean. *Biodiversity and conservation*, *23*(5), 1157-1173.

United Nations. Economic Commission for Africa (2014-09). Unlocking the full potential of the blue economy : are African small island developing states ready to embrace the opportunities?. Addis Ababa. © UN. ECA.

Valeiras, J., & Abad, E. (2006). CAPÍTULO 2.1. 10.3: MELVA.

Whoriskey, S., Arauz, R., & Baum, J. K. (2011). Potential impacts of emerging mahi-mahi fisheries on sea turtle and elasmobranch bycatch species. *Biological Conservation*, *144*(6), 1841-1849.

World Bank. 2020. Cabo Verde: Blue Bond Note. © World Bank.

Zhou, S., Fu, D., DeBruyn, P., & Martin, S. (2019). Improving data limited methods for assessing Indian Ocean neritic tuna species. *Report to Indian Ocean Tuna Commission, Victoria, Seychelles*.

Zhou, S., Punt, A. E., Smith, A. D., Ye, Y., Haddon, M., Dichmont, C. M., & Smith, D. C. (2018). An optimized catch-only assessment method for data poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, *75*(3), 964-976.