



Máster Internacional en  
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE  
(6ª edición: 2015-2017)

## TESIS

presentada y públicamente defendida  
para la obtención del título de

## MASTER OF SCIENCE

Modelización bioeconómica y análisis de la  
selectividad de pesquerías del Mediterráneo  
Noroccidental en situación de mejora de la  
selectividad y reducción de los descartes

IVÁN SOLA MACIA  
Julio 2017

 <p>Universitat d'Alacant Universidad de Alicante</p>	 <p>GOBIERNO DE ESPAÑA MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE</p>	 <p>CIHEAM Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza</p>
<p><b>MASTER EN GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE</b> (6ª edición: 2015-2017)</p>		

**Modelización bioeconómica y análisis de la selectividad de pesquerías del Mediterráneo Noroccidental en situación de mejora de la selectividad y reducción de los descartes**

IVÁN, SOLA MACIA

**TESIS PRESENTADA Y PUBLICAMENTE  
DEFENDIDA PARA LA OBTENCION  
DEL TITULO DE  
MASTER OF SCIENCE EN  
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE**

Alicante  
a 1 de julio de 2017



# **Modelización bioeconómica y análisis de la selectividad de pesquerías del Mediterráneo Noroccidental en situación de mejora de la selectividad y reducción de los descartes**

IVÁN, SOLA MACIA

Trabajo realizado en el Instituto de Ciencias del Mar del Consejo Superior de Investigaciones científicas (ICM-CSIC) de Barcelona, España, bajo la dirección del Dr. Francesc Maynou.

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Esta Tesis fue defendida el día 19 de julio de 2017 ante un Tribunal Formado por:

- Dr. Jordi Leonart, Instituto de Ciencias del Mar del Consejo Superior de Investigaciones científicas (ICM-CSIC), Barcelona (España), como Presidente.
- Dr. Jordi Guillén, Institute for the Protection and Security of the Citizen - Joint Research Centre (JRC-IPSC), European Commission, como vocal.
- Dr. José Luis Sánchez Lizaso, Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante (España), como secretario.
- Dr. Bernardo Basurco, Coordinador del área de estudio de pesquerías y acuicultura del Instituto Agronómico del Mediterráneo de Zaragoza (España), como representante del CIHEAM.



# **Modelización bioeconómica y análisis de la selectividad de pesquerías del Mediterráneo Noroccidental en situación de mejora de la selectividad y reducción de los descartes**

IVÁN, SOLA MACIA

Trabajo realizado en el Instituto de Ciencias del Mar del Consejo Superior de Investigaciones científicas (ICM-CSIC) de Barcelona, España, bajo la dirección del Dr. Francesc Maynou.

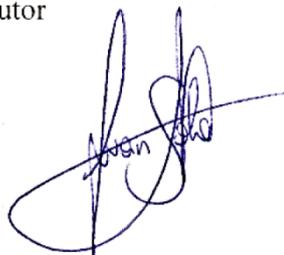
Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Vº Bº Director



Fdo: Dr. Francesc Maynou

Autor



Fdo: D. Iván Sola Macia

Barcelona, a 1 de julio de 2017



## AGRADECIMIENTOS

Comenzar agradeciendo a mi director de tesina, el Dr. Francesc Maynou por darme la oportunidad de realizar y hacer posible este trabajo, por siempre estar disponible cuando lo he necesitado, por su gran ayuda y apoyo, y grandes conocimientos que me ha transmitido, sin duda he crecido mucho en este año. Ha sido un privilegio haber trabajado con él, y espero seguir colaborando en esta nueva trayectoria. Moltes gràcies!

Agradecer al Dr. José Luís Sánchez Lizaso, director del Máster en Gestión Pesquera Sostenible, por resolver cualquier duda cuando lo he necesitado, y apoyarme en este trabajo. Gracias a él hemos podido disfrutar de un Máster de un alto nivel y adquirir muy buenos conocimientos debido a su gran esfuerzo.

A mis compañeros de muestreo y departamento, Alfredo, Mariona, y Fede, por tantas anécdotas y experiencias que hemos pasado embarcando, y fuera de los embarques.

Agradecer al Dr. Pere Abelló del Instituto de Ciencias del Mar su confianza y consejos, y apoyarme en esta trayectoria. ¡Espero disfrutar otra MEDITS con él!

Dar mi agradecimiento al Departamento de Recursos Renovables del Instituto de Ciencias del Mar por su buen trato a Pilar Sánchez, Joan B. Company, Isabel Palomera, Paloma Martín, Laura Recasens, Joan Navarro; Antoni Lombarte; y especialmente a Montse Demestre por esta buena relación y tratarme tan bien. A mis compañeros por su gran apoyo y ayuda, con los que he compartido buenos momentos durante este año, Marc, Dani, Xavi, Dafni, Claudio, Carol, Cristina, Alejandro, Marta A., Marta C., John, Nuria, Susanna, Anabel, Fernando, Vanesa, y Amalia.

También dar las gracias a mis padres por su apoyo y siempre estar ahí, a mi hermano José que siempre ha creído y confiado en que alcanzaré mi sueño desde el inicio en mi carrera de Ciencias del Mar, a mis amigos, y a María por todo lo que has aguantado y siempre apoyarme, motivarme y creer en mí. También dar las gracias a mis compañeros de carrera y máster con los que hemos compartido momentos inolvidables, en especial a Paco, Salva, y Ángel.

Sin olvidar dar las gracias a todos los pescadores con los que he embarcado, pero en especial a la flota 'Milagros I' por tratarme tan bien, su colaboración, e implicación de José, por las anécdotas y momentos de risa, y sin olvidar ¡los buenos arroces de Paco!

También quisiera dar mi gratitud a todas aquellas personas responsables del Máster: la Universidad de Alicante, el Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ), del Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos del Mediterráneo (CIHEAM), y a la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM), del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.



## RESUMEN

Con la aplicación progresiva de la obligación de desembarque de los descartes, debe mejorarse la selectividad de la red de arrastre de fondo para reducir la proporción de capturas no deseadas en las pesquerías del Mediterráneo. La selectividad de las mallas tradicionales reglamentarias son insuficientes para garantizar la talla de primera captura ( $L_{50}$ ) en línea con la talla mínima de desembarco (MLS). Se estudió las propiedades de la selectividad de la malla experimental T90 en la extensión de la red de arrastre en comparación con una malla reglamentaria (DM53) utilizada en las pesquerías del Mediterráneo. Se estimaron los parámetros de selectividad para 3 especies objetivo de la pesquería (*M. merluccius*, *M. barbatus* y *M. surmuletus*) considerando la variabilidad entre lances. Asimismo, se analizó el impacto bioeconómico de la adopción de la malla experimental T90 y el aumento de la luz de malla del copo tradicional con red romboidal de 56 mm (DM56). Los resultados muestran un incremento de la  $L_{50}$  en las tres especies objetivo, y la red experimental satisface la talla mínima de desembarque (MLS) para la merluza (20 cm TL) y se reduce a la mitad la cantidad de individuos retenidos de talla juvenil. Las propiedades de la red experimental respecto a la red reglamentaria para los *Mullus* spp. no son significativamente diferentes, porque ésta tiene ya buenas propiedades de selección para estos. Los resultados del modelo bioeconómico muestran que para las dos especies bajo la política de desembarco en 2017-2018 (merluza y salmonete) con la adopción de la T90 incrementaría la biomasa reproductora y se reduciría la mortalidad por pesca en mayor medida que con la DM56. Ambas medidas aseguran un incremento de las capturas y beneficios notablemente a medio plazo, y una reducción de los descartes, mostrándose la T90 mejor en todos los aspectos analizados. Adoptando soluciones tecnológicas baratas, se pueden alinear los patrones de explotación del arrastre con los requisitos de las Políticas Pesqueras, aumentando la selectividad y reduciendo las capturas no deseadas.

### Palabras clave:

Selectividad; descartes; modelización bioeconómica de pesquerías; malla T90; pesquerías demersales



## ABSTRACT

With the progressive implementation of the Landings Obligation, selectivity of bottom trawl must be improved to decrease the proportion of unwanted catches. Traditional regulatory meshes are insufficient to guarantee the length of first capture ( $L_{50}$ ) in line with regulatory minimum landing size (MLS). The fish selection properties of the T90 experimental mesh was studied in the trawl extension piece compared to a standard net fitted with 53 mm diamond mesh (DM53) in NW Mediterranean fisheries. The selectivity parameters were estimated for 3 target species of the fishery (*M. merluccius*, *M. barbatus* and *M. surmuletus*) considering between haul variability. Furthermore, the bioeconomic impact of the adoption of the T90 experimental mesh and a more traditional increase in codend mesh size with a 56 mm diamond net (DM56) were analysed. The results show that  $L_{50}$  of the experimental net is close to minimum landing size (MLS) for European hake (20 cm TL) and that the amount of retained undersize individuals can be reduced to half in the experimental net. The properties of the experimental net for the two red mullet species are not significantly different than in the standard net because the latter has already good selection properties for red mullets. The results of the bioeconomic simulation show that for the two species under the discards ban in 2017-2018 (hake and red mullet) the T90 modification would allow increasing the relative spawning stock biomass and decrease fishing mortality to a larger extent than the wider-meshed codend (DM56). Both measures ensure an increase in catches and benefits notably in the mid-term, and the reduction of discards, although the T90 is better in all aspects analysed. Adopting relatively inexpensive technological solutions, allow to align trawl exploitation patterns with policy requirements, by increasing selectivity and reducing unwanted catches.

### Keywords:

size selectivity; discards; bioeconomic fisheries model; T90 mesh; demersal fisheries



# ÍNDICE GENERAL

<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	I
<b>RESUMEN/ABSTRACT</b> .....	III
<b>ÍNDICE GENERAL</b> .....	IIIIV
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	VI
<b>LISTA DE TABLAS</b> .....	IX
<b>LISTA DE ABREVIATURAS</b> .....	XI
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. ‘Landing Obligation’ en las pesquerías del mediterráneo occidental en situación de reducción de los descartes .....	2
1.3. Justificación y objetivos .....	4
<b>2. CAPÍTULO I: ‘Modificación de la extensión del arte de arrastre para incrementar la selectividad de especies demersales objetivo de la pesca de arrastre en el mediterráneo noroccidental’</b> .....	6
2.1. <b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	6
2.1.1. Área de estudio: Norte Mediterráneo de España (GSA 06).....	6
2.1.2. Diseño de muestreo.....	7
2.1.3. Descripción artes de pesca experimentales.....	7
2.1.4. Tratamiento de las muestras .....	10
2.1.5. Análisis estadísticos .....	11
2.2. <b>RESULTADOS</b> .....	14
2.3. <b>DISCUSIÓN</b> .....	20
<b>3. CAPÍTULO II: ‘Modelización bioeconómica de pesquerías del mediterráneo (GSA 06) en situación de mejora de la selectividad y reducción de descartes’</b> .....	23
3.1. <b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	23
3.1.1. Área de estudio: Norte Mediterráneo de España (GSA 06).....	23
3.1.2. Composición de la flota pesquera demersal de la GSA 06.....	24
3.1.3. Importancia económica-pesquera de la GSA 06.....	25
3.1.4. Datos de entrada al modelo bioeconómico MEFISTO .....	26

3.1.5.	El modelo bioeconómico ‘MEFISTO’ .....	27
3.1.6.	Escenarios de gestión del modelo bioeconómico de la GSA 06.....	36
3.1.7.	Aplicación del modelo bioeconómico a las pesquerías del Mediterráneo Occidental, caso específico de la ‘GSA 06’ .....	38
3.1.8.	Análisis de los resultados.....	46
3.2.	<b>RESULTADOS</b> .....	47
3.2.1.	Evolución de las capturas de las especies objetivo de las pesquerías demersales con el esfuerzo actual.....	47
3.2.2.	Escenarios 0, 1 y 2. Mejora de la selectividad de las especies objetivo <i>M. merluccius</i> y <i>M. barbatus</i> .....	48
3.2.3.	Escenarios 0, 1 y 2. Mejora del patrón de pesca de las flotas pesqueras demersales de la GSA 06.....	53
3.2.4.	Escenarios 3, 4, 5, 6, y 7. Desembarque obligatorio de los descartes (‘Landing Obligation’) de las especies objetivo <i>M. merluccius</i> y <i>M. barbatus</i> en situación de mejora de la selectividad .....	63
3.2.5.	Escenarios 3, 4, 5, 6, y 7. Valoración económica de los descartes sobre las flotas pesqueras de la GSA 06 .....	65
3.3.	<b>DISCUSIÓN</b> .....	70
4.	<b>CONCLUSIONES</b> .....	76
5.	<b>RECOMENDACIONES</b> .....	77
6.	<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	78

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo I:

- Fig. 1.1.** Área de estudio con los lances del arte de pesca de la malla control (DM53) y malla experimental (T90). ..... 6
- Fig. 1.2.** Esquema del arte de pesca control DM53 (parte superior) y arte de pesca experimental T90 (parte inferior). ..... 7
- Fig. 1.3.** Distintas configuraciones de la torsión de una malla romboidal. A) Malla romboidal, torsión 0° B) Malla cuadrada, torsión de 45° C) Malla T90, torsión de 90° (Fuente de Browne et al., 2016). ..... 8
- Fig. 1.4.** Estabilidad del copo de malla cuadrada (0°, parte superior) respecto al copo con malla T90 (90°, parte inferior; fuente Hansen, 2004). ..... 8
- Fig. 1.5.** Especificaciones técnicas del arte de arrastre utilizado durante el estudio. .... 9
- Fig. 1.6.** Volumen de captura tras realizarse un lance de pesca con la malla T90. (Foto tomada por autor). ..... 10
- Fig. 1.7.** Foto previa al análisis de frecuencias de tallas. *Mullus barbatus* (parte superior) y *Mullus surmuletus* (parte inferior) en el laboratorio del ICM. (Foto tomada por autor). ..... 11
- Fig. 1.8.** Curvas de selectividad (línea logística negra de puntos) y la curva media (línea logística roja gruesa), para los valores observados en los modelos más óptimos presentados en la tabla 1.3, y la estructura de la población pescada para la malla T90 (línea negra discontinua) y malla DM53 (línea negra continua). MLS, talla mínima de desembarco de cada especie. .... 17

### Capítulo II:

- Fig. 2.1.** Áreas de división de la GFCM, en la que se incluye el área de la GSA 06 del presente estudio (coordenadas obtenidas de [www.gfcm.org](http://www.gfcm.org)). ..... 23
- Fig. 2.2.** Número de barcos actuales en la GSA 06 con licencia activa. (EC, 2016). ..... 25
- Fig. 2.3.** Estructura de costes y análisis de decisión de la caja 'fishermen box'. ..... 32
- Fig. 2.4.** Evolución de las capturas de *M. poutassou*, *A. antennatus*, *L. piscatorius*, *N. norvegicus*, y *P. longirostris* en la GSA 06 por orden de mayor a menor volumen de capturas. Se presenta la serie histórica desde el año 2002 hasta el 2014 (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013), y las proyecciones del escenario 0 'situación actual' (2015) con el esfuerzo constante. .... 47
- Fig. 2.5.** Evolución de la mortalidad por pesca respecto al Fmsy y de la SSB respecto a la SSB límite de *M. merluccius* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2003 hasta el 2014 (STECF, 2015c), y las proyecciones del escenario 0 'situación actual', escenario 1 'cambio de selectividad por la T90', y escenario 2 'cambio de selectividad por la DM56'. ..... 49

**Fig. 2.6.** Evolución de la mortalidad por pesca respecto al Fmsy y de la SSB respecto a la SSB límite de *M. barbatus* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2002 hasta el 2014 (STECF, 2014), y las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ ..... 50

**Fig. 2.7.** Evolución de las capturas de *M. merluccius* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2003 hasta el 2014 (STECF, 2015c), y las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ ..... 52

**Fig. 2.8.** Evolución de las capturas de *M. barbatus* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2003 hasta el 2014 (STECF, 2014), y las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ ..... 53

**Fig. 2.9.** Evolución de las capturas de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas OTB. ... 54

**Fig. 2.10.** Evolución de las capturas de la flota de palangre de fondo (LLS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas LLS. .... 56

**Fig. 2.11.** Evolución de las capturas de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas GNS..... 57

**Fig. 2.12.** Evolución de los beneficios netos de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas OTB..... 59

**Fig. 2.13.** Evolución de los beneficios netos de la flota de palangre de fondo (LLS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas LLS..... 61

**Fig. 2.14.** Evolución de los beneficios netos de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas GNS..... 62

**Fig. 2.15.** Evolución de la cantidad de descartes de las especies *M. merluccius* y *M. barbatus* en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ ..... 64

**Fig. 2.16.** Evolución de la cantidad de descartes de la flota de artes de redes de fondo (GNS, parte superior) y la flota de arrastre demersal (OTB, parte superior) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ ..... 65

**Fig. 2.17.** Evolución de los beneficios netos de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 4 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 5 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 6 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad DM56’, y escenario 7 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad DM56’ ..... 67

**Fig. 2.18.** Evolución de los beneficios netos de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 4 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 5 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 6 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad DM56’, y escenario 7 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad DM56’ ..... 69



# LISTA DE TABLAS

## Capítulo I:

**Tabla 1.1.** Tamaños nominales de la malla control (DM53) y de la red experimental (T90). ..... 9

**Tabla 1.2.** Especificaciones técnicas del arte de arrastre utilizado durante el estudio. .... 10

**Tabla 1.3.** Parámetros de selectividad para la malla T90. Se presentan los parámetros estimados de los valores residuales del ‘maximum likelihood’ para *M. merluccius* y mediante el modelo no lineal de mínimos cuadrados para *Mullus* spp. Valores medios y respectivos intervalos de confianza 95% (CI) para la talla de retención al 50% (L50) y rango de selección (SR);  $v_1$  y  $v_2$  estimadores de los parámetros de selectividad; df, grados de libertad; matrices de varianza y covarianza que mide los errores de la variabilidad entre lances; AIC, criterio de información de Akaike. .... 14

**Tabla 1.4.** Resultados de los modelos de selectividad resueltos por ‘maximum likelihood’ (NLMM) y mediante modelo no lineal de mínimos cuadrados (NLS) para la malla experimental T90, para *M. merluccius*, y *Mullus* spp. Talla de retención al 50% (L50); rango de selección (SR); p (split), capturabilidad del arte T90 respecto arte control;  $v_1$  y  $v_2$  estimadores de los parámetros de selectividad; df, grados de libertad; matrices de varianza y covarianza que mide los errores de la variabilidad entre lances; logLik, valores de información de log likelihood; AIC, criterio de información de Akaike. .... 16

**Tabla 1.5.** Resultados de las comparaciones métricas de captura de individuos respecto a la talla mínima de desembarque (MLS) en la red experimental (superior) y estándar (inferior). MLS para *Merluccius merluccius* es 20 cm TL; para *Mullus* spp. es de 11 cm TL. np-: proporción de individuos (%) por debajo del MLS retenidos por la red experimental respecto a los individuos retenidos por la red control; np+: proporción de individuos (%) por encima del MLS retenidos por la red experimental respecto a los individuos retenidos por la red control; nRatio: número de individuos retenidos por debajo del MLS respecto al número de individuos retenidos por encima del MLS para la malla experimental y malla control. .... 18

**Tabla 1.6.** Composición media de la captura (volumen de capturas y valores económicos) de los lances con la red estándar (DM53) y con la red experimental (T90). Los ingresos (€) que se muestran son los valores de venta en lonja en cada día de muestreo; a excepción de *M. merluccius* y *Mullus* spp. donde se utilizaron los precios medios de venta en lonja en Blanes. .... 19

## Capítulo II:

**Tabla 2.1.** Costes a corto plazo y largo plazo de ‘fishermen box’ del modelo MEFISTO..... 33

**Tabla 2.2.** Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy ( $L_{inf}$ ,  $K$ ,  $t_0$ ) y parámetros de la relación talla-peso ( $a$  y  $b$ ) de las especies principales del modelo bioeconómico MEFISTO de la GSA 06. .... 38

**Tabla 2.3.** Datos del número de individuos, madurez (Mat) y mortalidad natural (M) por edad de cada especie..... 39

<b>Tabla 2.4.</b> Mortalidades por pesca (F) por edad y por especie de cada flota pesquera de la GSA 06 en la simulación del modelo MEFISTO.....	41
<b>Tabla 2.5.</b> Parámetros económicos de la estructura de costes y estructura técnica de la flota de la GSA 06 de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO. ....	44
<b>Tabla 2.6.</b> Parámetros económicos de los datos de mercado de la flota de la GSA 06 de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO.....	45
<b>Tabla 2.7.</b> Otros factores económicos de la flota de la GSA 06 de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO. ....	45
<b>Tabla 2.8.</b> Porcentajes del volumen de capturas para la flota OTB de la GSA 06 de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) respecto al año 2020.....	55
<b>Tabla 2.9.</b> Porcentajes del volumen de capturas de la flota artesanal (LLS y GNS) de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) respecto al año 2020. ....	58
<b>Tabla 2.10.</b> Porcentajes de los beneficios netos de la flota de arrastre demersal (OTB) de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) respecto al año 2020. ....	60
<b>Tabla 2.11.</b> Valores absolutos de los beneficios netos de la flota artesanal (LLS y GNS) de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) en la GSA 06. ....	63
<b>Tabla 2.12.</b> Porcentajes de cambio de beneficios netos de la flota OTB con la modificación de la selectividad (T90 y DM56) a la flota OTB a partir del año 2020 sin aplicar la política de desembarco de los descartes, respecto a la modificación de la selectividad a la flota OTB a partir del año 2020 aplicando la política de desembarco de los descartes en la GSA 06. ....	66
<b>Tabla 2.13.</b> Porcentaje de cambio de beneficios netos de la flota GNS con la modificación de la selectividad (T90 y DM56) a la flota OTB a partir del año 2020 sin aplicar la política de desembarco de los descartes, respecto a la modificación de la selectividad a la flota OTB a partir del año 2020 aplicando la política de desembarco de los descartes en la GSA 06 .....	67

## LISTA DE ABREVIATURAS

<b>AIC:</b>	Criterio de Información de Akaike
<b>BOE:</b>	Diario oficial Boletín Oficial del Estado
<b>CE:</b>	Comisión Europea
<b>CI:</b>	Intervalo de confianza
<b>CSIC:</b>	Consejo Superior de investigaciones Científicas
<b>Df:</b>	Grados de libertad
<b>DM50:</b>	Malla romboidal de 50 mm
<b>DM53:</b>	Malla romboidal de 53 mm
<b>E:</b>	Esfuerzo pesquero
<b>EU:</b>	Unión Europea
<b>F:</b>	Mortalidad por pesca
<b>Fmsy:</b>	Mortalidad por pesca máxima sostenible
<b>FPO:</b>	Flota pesquera de artes de pesca de trampas y nasas
<b>GFCM:</b>	Comisión General de la Pesca del Mediterráneo
<b>GNS:</b>	Flota pesquera de artes de pesca de redes de fondo
<b>GSA:</b>	Área geográfica de las subdivisiones de la GFCM
<b>GT:</b>	Tonelaje bruto
<b>HP:</b>	Unidad de medida de la potencia del motor en caballos de fuerza
<b>I+D+i:</b>	Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica
<b>ICM:</b>	Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona
<b>L50:</b>	Talla de retención media del 50% de individuos
<b>LLS:</b>	Flota pesquera de palangre de fondo
<b>M:</b>	Mortalidad natural
<b>Mat:</b>	Madurez
<b>MINOUW:</b>	Capturas No Deseadas En Las Pesquerías Europeas ('Unwanted Catches In European Fisheries')
<b>MLS:</b>	Talla mínima de desembarque
<b>NLMM:</b>	Modelo no lineal de maximum likelihood
<b>NLS:</b>	Modelo no lineal de mínimos cuadrados
<b>np-:</b>	Número de individuos por debajo de la talla mínima
<b>np+:</b>	Número de individuos por encima de la talla mínima
<b>OTB:</b>	Flota pesquera de arrastre de fondo
<b>P:</b>	Parámetro de capturabilidad de un arte experimental respecto arte control
<b>PE:</b>	Polietileno
<b>PS:</b>	Flota pesquera de cerco
<b>q:</b>	capturabilidad
<b>Sd:</b>	Desviación estándar
<b>SM40:</b>	Malla cuadrada de 40 mm
<b>SR:</b>	Rango de selección
<b>SSB:</b>	Biomasa reproductora
<b>SSBlim:</b>	Punto de referencia límite de la biomasa reproductora
<b>T90:</b>	Configuración de malla con torsión de 90°
<b>TL:</b>	Longitud total
<b>tn:</b>	Toneladas



# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Antecedentes

La captura de especies no deseadas o las capturas accidentales es un problema omnipresente de la pesca mundial (Kelleher, 2005). En la mayoría de los casos, las capturas no deseadas son devueltas al mar, lo que representa un malgasto de los recursos naturales (Leitão et al., 2014). Es importante distinguir entre las capturas accidentales o 'by-catch' y los descartes. El 'by-catch' es la captura accidental de otras especies durante la pesca de especies objetivo, que pueden conservar valor económico y mantenerse a bordo para venderlas como especies secundarias. Sin embargo, los descartes son un término específicamente utilizado para las capturas que no se mantienen, sino que se devuelven al mar, normalmente muertas (Bellido et al., 2014).

En el contexto de las pesquerías europeas, hay una gran variabilidad en la práctica del descarte y las cantidades que se descartan, tanto geográficamente como entre diferentes artes de pesca (Uhlmann et al., 2014). Sin embargo, la pesquería de arrastre de fondo figura como la pesquería con mayor tasa de descartes en las pesquerías europeas, con más del 40% de descartes en la pesca de especies objetivo como la cigala (*Nephrops norvegicus*) o bacalao (*Gadus morhua*) en las pesquerías atlánticas europeas, y tasas similares para la merluza (*Merluccius merluccius*) o el salmonete de fango (*Mullus barbatus*) en el Mediterráneo (Anon, 2011). Aunque los descartes no solamente se practiquen en las pesquerías de arrastre, la relación entre las proporciones de descartes respecto a otros artes son generalmente más bajas, dada la mayor selectividad de especies y /o tallas de los artes fijos (Kelleher, 2005), aunque existen excepciones en algunas pesquerías de pequeña escala, como las pesquerías de trasmallo de langosta con las redes en el Mediterráneo, que generan grandes cantidades de descartes respecto al volumen total de captura (Quetglas et al., 2004).

Los métodos y artes de pesca de las pesquerías europeas influyen indirectamente sobre los componentes de los sistemas marinos explotados (hábitats, especies sensibles) que amenazan la sostenibilidad de las pesquerías y reducen el valor social de los ecosistemas marinos (Suuronen et al., 2012). Además, los artes de pesca de baja selectividad a menudo son perjudiciales para las especies amenazadas (mamíferos marinos, tortugas marinas, aves marinas), que son capturadas involuntariamente y liberadas con escasas posibilidades de supervivencia (Snape et al., 2013). Asimismo, algunas operaciones de pesca afectan directamente en una gran cantidad de descartes de invertebrados que forman hábitats sensibles (fondos de maërl, praderas marinas, corales fríos), y pueden ser áreas importantes de refugio o reclutamiento (Barbera et al., 2003). La reducción de los descartes no debe afectar negativamente a la fauna marina, como las aves marinas, que se han convertido en dependientes de los descartes para su supervivencia, especialmente las especies en peligro de extinción (Bicknell et al., 2013). Sin embargo, esta fuente de alimento entre ecosistemas marinos y terrestres pueden alterar las redes tróficas (Arcos et al., 2007; Oro et al., 2013).

En las pesquerías del Atlántico nordeste y del Mediterráneo europeo, el descarte se produce principalmente porque la captura no tiene valor comercial, se alcanzan los límites máximos de cuota, y porque las especies potencialmente comerciales están por debajo del MLS o son de bajo valor comercial (Sánchez et al., 2007; Tsagarakis et al., 2014). En términos generales, el volumen de descartes de especies comerciales respecto al volumen total de captura varía desde el 20 al 60% en el Atlántico, y entre el 13 al 27% en el Mediterráneo (Tsagarakis et al., 2014). La proporción de descartes en el Mediterráneo es menor respecto al Atlántico porque se comercializa gran número de especies distintas y no existe un sistema de cuotas (Condie et al., 2014; Leonart et al., 2003). Sin embargo, estas cifras no reflejan la alta heterogeneidad presente en la práctica del descarte entre las diferentes flotas europeas en diferentes épocas del año y bajo diferentes condiciones de mercado.

Existen una gran cantidad de factores que influyen en la producción de capturas no deseadas o descartes: las características técnicas de las flotas de pesca (tipo de flota, capacidad de almacenamiento a bordo, tamaño, rendimiento: Feekings et al., 2012), arte (tipo, características, tamaño de malla: Gonçalves et al., 2007); estrategias de pesca (duración de la pesca, tamaño y composición de las capturas: (Sánchez et al., 2007); condiciones biológicas y ecológicas (composición de especies, patrones de distribución de especies que condicionan la pesca de más especies, distribución espacial, abundancia, áreas con gran densidad de juveniles asociado a un área de reclutamiento, biología, migración de especies de diferentes áreas, invasiones biológicas: (Bellido et al., 2014; Catchpole et al., 2005; Kelleher, 2005; Tsagarakis et al., 2014, 2008); comportamiento de los pescadores (decisión en la estrategia de pesca, daños o mala calidad de las especies: (Feekings et al., 2012); limitaciones del mercado (elasticidad de la oferta-demanda, inexistencia de un mercado listo para determinadas especies, especies con escaso valor comercial: Catchpole et al., 2005); y reglamentación (exceso de cuotas de pesca comercial, talla mínima de referencia de conservación de especies comercializables, licencias de pesca no autorizadas, zonas y estaciones de pesca prohibidas, captura prohibida de especies amenazadas y protegidas, pesca prohibida con artes ilegales).

## **1.2. ‘Landing Obligation’ en las pesquerías del mediterráneo occidental en situación de reducción de los descartes**

Los efectos de las selectividades en la pesca son específicos para cada tipo de pesquería y región (Anon, 2011). Las capturas no deseadas son perjudiciales para la productividad de las poblaciones, reduciendo la producción del sistema mediante la pesca de individuos juveniles que no alcanzan su potencial óptimo de producción. De modo que, bajo el actual patrón de selectividad de la pesca de arrastre en el Mediterráneo, predominan las capturas de merluza y salmonete de tamaño pequeño, especialmente en los períodos de reclutamiento (Sala y Lucchetti, 2011) reduciendo la productividad del ecosistema y alterando la estructura de las poblaciones mediterráneas.

Por otra parte, desde el punto de vista socio-económico una pesquería sin capturas no deseadas redundará en beneficios para la economía y el medio ambiente, mejorando la productividad de las pesquerías del Mediterráneo mediante la reducción de la mortalidad de los individuos juveniles de los stocks comerciales y ajustándose a las políticas pesqueras de la UE; se recuperará la estructura demográfica alterada de las especies

comerciales que resultará en una estructura demográfica equilibrada más resistente a la presión pesquera y ambiental, y las flotas pesqueras no serán dependientes de stocks de clase de edad 0 y 1 (Hidalgo et al., 2011; Maynou, 2014); las capturas obtendrán un precio más alto debido al incremento de las tallas de las especies comerciales (Colloca et al., 2013), como por ejemplo en el caso de la merluza del Mediterráneo (Asche y Guillen, 2012); los costos laborales se reducirán al disminuir el tiempo de clasificación a bordo, ya que en un sistema a la parte, obtendrán los mismos sueldos pero realizando un menor tiempo de trabajo, especialmente en las pesquerías de arrastre de fondo (Macher et al., 2008); y las especies amenazadas y los hábitats sensibles sufrirán menos impacto en las pesquerías (Kaiser et al., 2016).

La obligación de desembarque de los descartes en el artículo 15 de ‘EU 1380/2013’ (EU, 2013) o ‘Landing Obligation’ tiene el objetivo de reducir los descartes en las pesquerías de la UE y trabajar hacia una pesca más selectiva al incentivar a los pescadores a aplicar soluciones técnicas y tecnológicas adecuadas, junto con incentivos económicos y sociales, para eliminar gradualmente las capturas no deseadas. La combinación de soluciones técnicas-tecnológicas, la sensibilización de los productores y los consumidores, y la prima económica de la pesca libre de descartes tienen el potencial de reducir considerablemente las capturas no deseadas y de facilitar una práctica pesquera más sostenible y ecológica. Por otra parte, el objetivo político de la obligación de desembarque es la percepción de que los descartes pesqueros son una deficiencia estructural de la pesca europea (EU, 2013) y que se desperdician los recursos que pueden utilizarse productivamente en la economía marítima. La prohibición de los descartes tiene por objeto racionalizar el proceso de pesca mediante artes más selectivos y prácticas sostenibles (Gullestad et al., 2015). En las pesquerías mediterráneas, la cantidad de descartes es percibida como alta, pero con importantes variaciones entre segmentos de flota o artes de pesca (Uhlmann et al., 2014). Las pesquerías de arrastre de fondo figuran entre las pesquerías con mayor cantidad de descartes, tanto en cantidad total, como en especies reguladas. Por ejemplo, Tsagarakis et al. (2014) estiman tasas de descartes del 20 al 65% de la captura total en las pesquerías de arrastre de fondo del Mediterráneo español, mientras que los descartes de individuos de tamaño pequeño de especies reguladas tales como *Trachurus* spp. o *Sparidae* varían de 18 al 77% de las capturas de cada especie (Bellido et al., 2017). Sin embargo, la cantidad de descartes es generalmente conocida con baja precisión debido a la alta variabilidad en la cantidad de descartes, incluso dentro de una misma pesquería, ya que existen variadas razones para descartar (Martinet et al., 2007; Uhlmann et al., 2014).

La obligación de desembarque entró en vigor progresivamente, con la prohibición de descartes en las pesquerías de pequeños pelágicos que entró en vigor el 1 de enero de 2015, y su aplicación a todas las especies marinas reguladas para el 1 de enero de 2019. En las pesquerías de arrastre de fondo del Mediterráneo occidental, los descartes de las especies que definen las pesquerías, merluza europea (*Merluccius merluccius*) y salmonete (*Mullus barbatus*), entró en vigor el 1 de enero de 2017.

En la situación actual, bajo la malla de arrastre de fondo legal o reglamentaria (malla cuadrada de 40 mm o malla romboidal de 50 mm, medidas mínimas de malla estirada) no es posible evitar las capturas no deseadas de estas especies, y en particular para *M. merluccius*, que tiene una talla de retención media estimada ( $L_{50}$ ) de 10 a 16 cm TL con las mallas reglamentarias (Bahamon et al., 2006; Guijarro y Massutí, 2006; Ordines et al., 2006; Sala y Lucchetti, 2011). Por tanto, es interesante investigar el efecto de modificaciones simples del actual arte de arrastre de fondo porque estas modificaciones pueden contribuir a reducir las capturas incidentales no deseadas. De modo que, es importante diseñar soluciones prácticas y económicas que ayuden a mitigar los efectos de la ‘Landing Obligation’ sin imponer modificaciones costosas que causen costos adicionales ni cambios indebidos en las prácticas pesqueras de los pescadores. Es importante mejorar las prácticas pesqueras y cumplir con el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (CCRF), con el objetivo de asegurar que la explotación a largo plazo de los recursos pesqueros se lleve a cabo de manera sostenible y mediante un enfoque ecosistémico de la pesca, en el que se incluyen los descartes que deben ser reducidos y contabilizados (FAO 1995; 2011).

### **1.3. Justificación y objetivos**

El estudio que se ha realizado en el presente trabajo está enmarcado en el Proyecto europeo EU H2020 ‘Science, Technology and Society Initiative to Minimize Unwatched Catches in European Fisheries’ “MINOUW” (2015-2019), coordinado por el Dr. Francesc Maynou. La complejidad de la ‘Landing Obligation’ con la prohibición de los descartes y la obligación de llevar a puerto las capturas no deseadas, hace que sea necesario tomar un enfoque multi-actor ‘multi-actor approach’ en la cual exista la colaboración entre científicos, tecnólogos pesqueros, productores del sector pesquero y ONGs para proporcionar la base científica y técnica para lograr eliminar gradualmente las capturas no deseadas de las pesquerías europeas. El objetivo general del proyecto es minimizar las capturas no deseadas al incentivar la toma de medidas tecnológicas y prácticas pesqueras que reduzcan la mortalidad antes de la captura, para evitar el impacto sobre especies y hábitats marinos sensibles, analizando desde un enfoque técnico y socioeconómico las diferentes pesquerías europeas. (MINOUW, 2017).

Acorde al proyecto ‘MINOUW’ este estudio está enmarcado en el paquete de trabajo ‘work package’ 1.4, donde hay proposiciones participativas por parte de los pescadores que están involucrados en testar soluciones técnicas y mejores prácticas pesqueras para minimizar el impacto de la flota de arrastre en la captura de especies no deseadas e individuos por debajo de la talla mínima de especies objetivo en el Mediterráneo noroccidental (mar catalán), y que posteriormente son testadas por un modelo bioeconómico. En base al ‘work package’ 1.4 en este estudio se adoptaron los siguientes objetivos principales, que se dividen en dos partes:

- i) Investigar las propiedades de la selectividad de una simple modificación de la extensión del arte de arrastre de fondo, mediante la sustitución de la extensión del arte de arrastre, con una malla de 53 mm romboidal reglamentaria (torsión 0°, simbolizada por DM53), utilizada en muchos puertos de Cataluña y representativa de las redes de arrastre del Mediterráneo noroccidental, por una pieza similar con una configuración de malla de red de 50 mm en torsión de 90° (simbolizada por T90), basada en las propiedades de mejora de la selectividad que esta red ha mostrado cuando se ha utilizado en las pesquerías del Norte de Europa (Madsen et al., 2012; Wienbeck et al., 2011), respecto a las dos especies que caracterizan las pesquerías en plataforma continental en el Mediterráneo noroccidental, la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y salmonete (*Mullus barbatus*), sujetas a la prohibición de descartes desde el 1 de enero de 2017.
- ii) Investigar el impacto bioeconómico de la ‘Landing Obligation’ mediante un modelo teórico en las pesquerías de merluza europea (*Merluccius merluccius*) y salmonete (*Mullus barbatus*), mediante la modificación de la malla de la extensión del arte por la malla experimental en torsión en 90° (T90), en las flotas de arrastre en el Mediterráneo noroccidental (GSA 06) sujetas a una mejora de la selectividad y reducción de los descartes ‘EC 1380/2013’ (CE, 2013).

Como objetivos específicos del estudio:

- a) Estudiar como información adicional al estudio principal, las propiedades de la selectividad de la simple modificación de la extensión del arte de arrastre de fondo sobre *M. surmuletus* que también es capturada junto a las pesquerías objetivo (*M. merluccius* y *M. barbatus*).
- b) Comparar el impacto bioeconómico de la modificación de la extensión del arte de arrastre con la malla T90, respecto a la modificación de la malla del copo de arrastre estándar (50 mm romboidal) por la malla de 56 mm romboidal, cuya selectividad se ha estudiado en otras zonas del Mediterráneo, en las pesquerías demersales objetivo en la plataforma continental del Mediterráneo noroccidental (GSA 06), la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y salmonete (*Mullus barbatus*).
- c) Estudiar la viabilidad económica del desembarco de los descartes de la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y salmonete (*Mullus barbatus*), sujetas a la prohibición de descartes desde el 1 de enero de 2017.

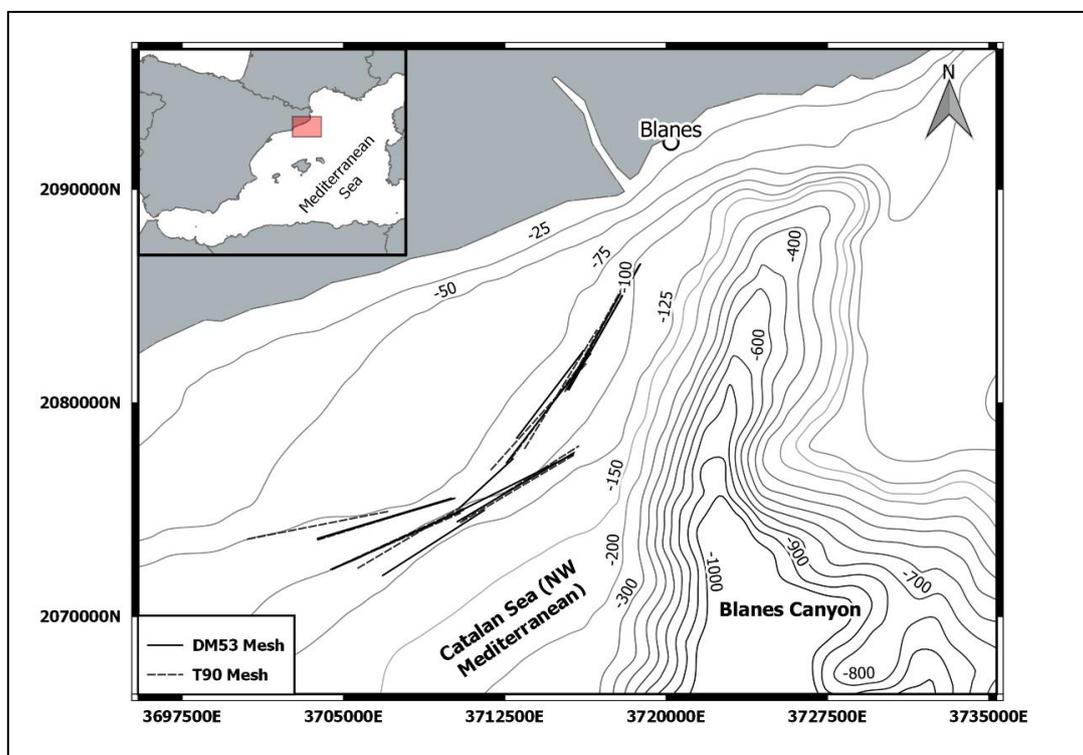


## 2. CAPÍTULO I: ‘Modificación de la extensión del arte de arrastre para incrementar la selectividad de especies demersales objetivo de la pesca de arrastre en el mediterráneo noroccidental’

### 2.1.MATERIALES Y MÉTODOS

#### 2.1.1. Área de estudio: Norte Mediterráneo de España (GSA 06)

El área de estudio comprende dos caladeros de pesca comercial situados en la plataforma continental del noreste de España (Fig. 1.1). El caladero de pesca comercial menos profundo ‘Les Quaranta’ es una zona con fondos de arena y cascajo de profundidad entre 60-90 m., con una extensión de 21 km<sup>2</sup>. Asociado a este caladero destacan especies de invertebrados bentónicas como *Suberites domuncula*, *Tethya aurantium*, *Calliactis parasítica* (sobre conchas ocupadas por *Dardanus* spp.) y *Parastichopus regalis*. El caladero de pesca más profundo “Els Capets” es un fondo de fango arenoso con una extensión de 24 km<sup>2</sup>, y una profundidad entre 90 y 120 m. Ambos caladeros están rutinariamente operados por la flota de arrastre del puerto de Blanes, practicando pesquerías de arrastre mixtas con especies objetivo *Merluccius merluccius*, *Mullus* spp., así como varias especies de cefalópodos y pescado.



**Fig. 1.1.** Área de estudio con los lances del arte de pesca de la malla control (DM53) y malla experimental (T90).

### 2.1.2. Diseño de muestreo

El diseño de muestreo consistió en pares de lances a bordo del barco de pesca comercial “Milagros-I” perteneciente a la flota pesquera de Blanes (15 m de eslora y una potencia 261 kW) que fue el mismo durante la duración del experimento, alternando el diseño del arte de arrastre de fondo control (pieza de la extensión utilizando la malla legal romboidal de 53 mm: DM53) con el diseño de arrastre de fondo modificado (pieza de extensión utilizando la malla T90), realizándose en días consecutivos en la mismas coordenadas geográficas (Fig. 1.1). El experimento fue llevado a cabo durante los días 10-11 agosto, 26-27 septiembre, y 13-14 de diciembre, con un total de 24 lances de pesca (12 lances pareados), resultando en cuatro a cinco lances de 1 h por día. El arrastre experimental fue llevado a cabo a una velocidad de 2.7-2.9 nudos.

### 2.1.3. Descripción artes de pesca experimentales

El arte de pesca control (denominado como DM53) estaba compuesto por un copo (parte final del arte de arrastre donde se retiene la captura) de malla cuadrada de 40 mm (torsión de 45°) y una extensión de malla romboidal de 53 mm (torsión 0°) (Fig. 1.2), conforme a la malla estándar legal utilizada en el área en cumplimiento con la normativa de pesca (EC 1967/2006: EC, 2006). En el arte de pesca experimental, se modificó la extensión (parte previa del copo del arte de arrastre, fig. 1.2) del arte control por una extensión de malla de 50 mm con torsión de 90° (T90) (Hansen, 2004).

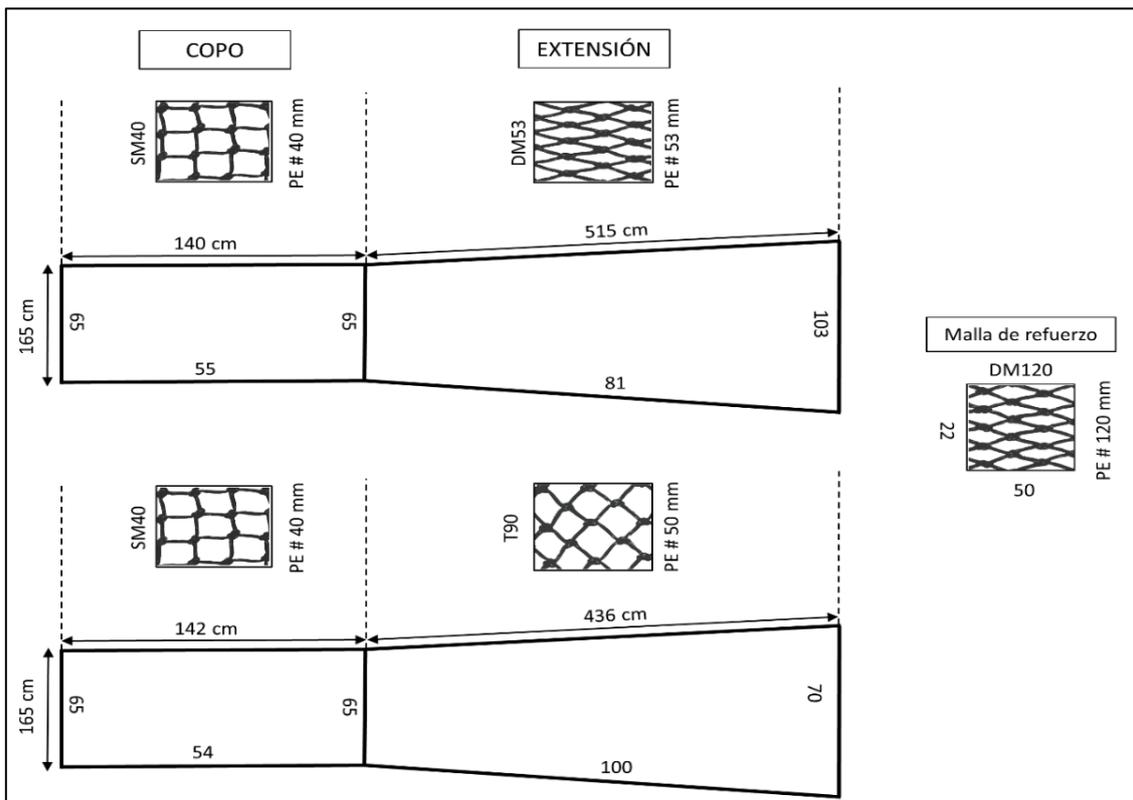
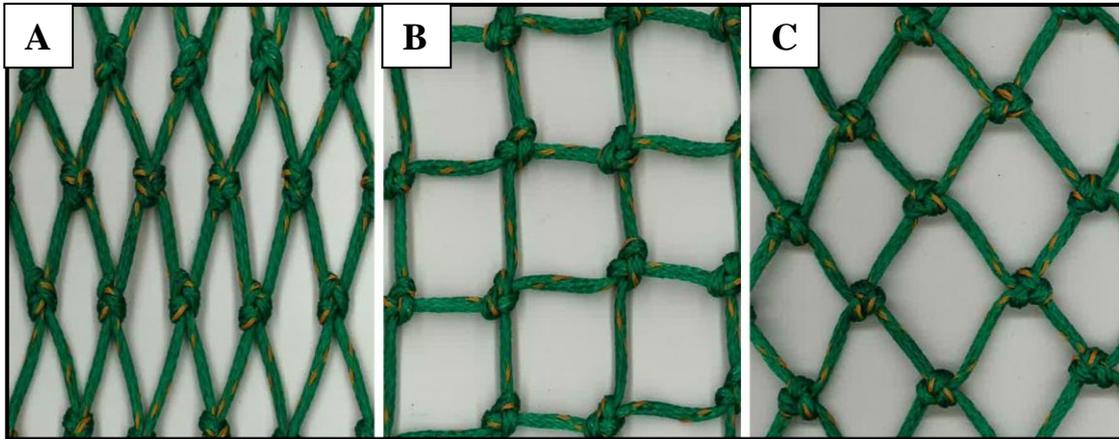


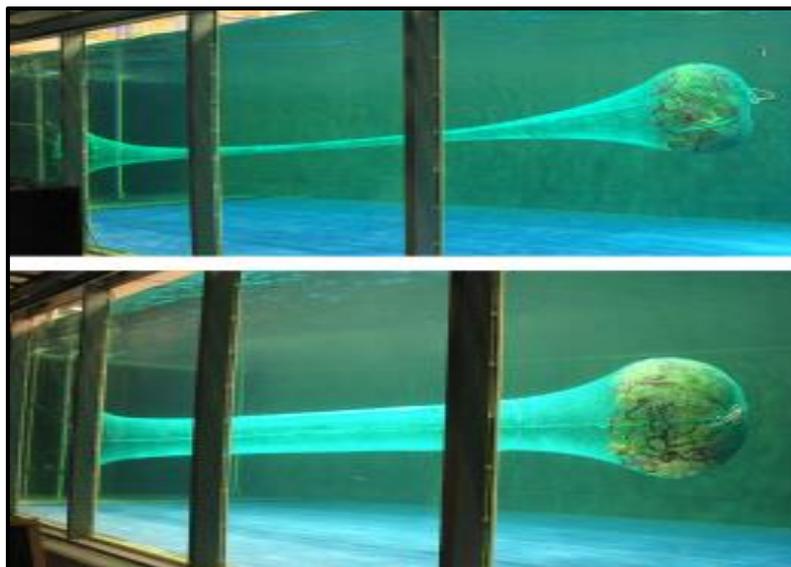
Fig. 1.2. Esquema del arte de pesca control DM53 (parte superior) y arte de pesca experimental T90 (parte inferior).

La configuración de la malla T90 se compone por una torsión de 90° del paño de red de malla romboidal, de manera que la dirección principal del torzal del paño es paralela a la dirección del arrastre (Fig. 1.2), que influye en una mayor abertura de la malla respecto a las configuraciones actuales mediante una configuración de torsión de 90° (Herrmann et al., 2007; Madsen et al., 2012), referencia una disminución de la abertura con una torsión de 0°, y mediante una torsión de 45° se adquiere una configuración de malla cuadrada (Browne et al., 2016).



**Fig. 1.3.** Distintas configuraciones de la torsión de una malla romboidal. A) Malla romboidal, torsión 0° B) Malla cuadrada, torsión de 45° C) Malla T90, torsión de 90° (Fuente de Browne et al., 2016).

A su vez, la mayor abertura de las mallas T90 permite una mejor filtración y funcionamiento del copo durante el arrastre manteniendo la flexibilidad (Fig.1.3), que resulta en una mejora de la estabilidad del arte respecto a la malla cuadrada (Herrmann et al., 2007; Madsen et al., 2012), y menor movimiento del copo durante el aumento del volumen de capturas durante la pesca. (Hansen, 2004).



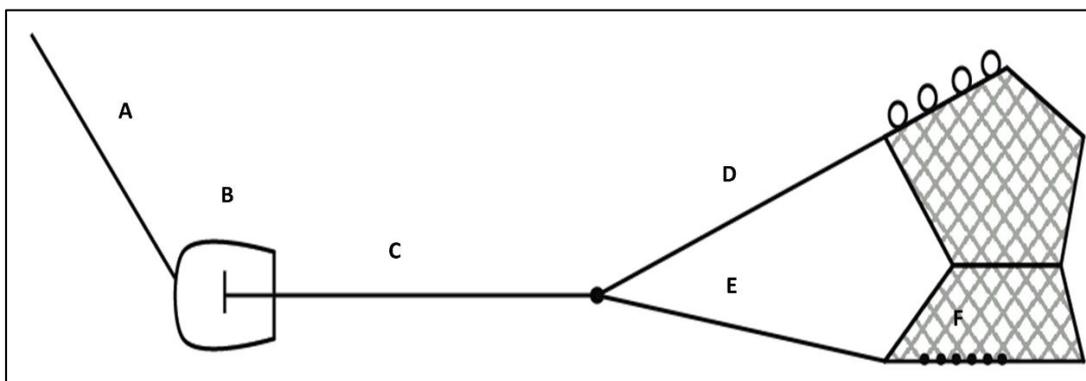
**Fig. 1.4.** Estabilidad del copo de malla cuadrada (0°, parte superior) respecto al copo con malla T90 (90°, parte inferior; fuente Hansen, 2004).

Las especificaciones técnicas de las redes de arrastre utilizadas durante el estudio se muestran en la tabla 1.1.

**Tabla 1.1.** Tamaños nominales de la malla control (DM53) y de la red experimental (T90).

PARÁMETROS COPO/EXTENSIÓN	DM53 (control)	T90
Tamaño de malla nominal del copo (mm)	40	40
Tamaño de malla nominal de la extensión (mm)	53	50
Material de la red	Polietileno	Polietileno
Tamaño del copo de malla medido (mm)	39.8 ± 1.4	41.5 ± 1.4
Tamaño de la extensión medido (mm)	53.5 ± 1.6	49 ± 2.1
N.º de mallas de la circunferencia del copo	130	130
N.º de mallas longitud del copo	55	55
Longitud del copo (m)	1.40	1.42
N.º de mallas de la circunferencia de la extensión	206	140
N.º de mallas longitud de la extensión	81	100
Longitud de la extensión (m)	5.15	4.36

Las especificaciones técnicas del arte a partir de la manga superior de la red de arrastre para definir la longitud del arte de pesca durante los lances realizados se describen en la figura 1.4 a continuación:



**Fig. 1.5.** Especificaciones técnicas del arte de arrastre utilizado durante el estudio.

En la tabla 1.2 se presentan las especificaciones técnicas de la figura 1.4 respecto a las longitudes de las mallas del arte y las puertas de arrastre bentónicas utilizadas durante el estudio.

**Tabla 1.2.** Especificaciones técnicas del arte de arrastre utilizado durante el estudio.

<b>A</b>	Diámetro cable Ø16 mm	265-330 m
<b>B</b>	(1250 mm x 770 mm) -110 kg	-
<b>C</b>	Malleta Ø 22 mm	220 m
<b>D</b>	Diámetro cable Ø14 mm	23 m
<b>E</b>	Malleta Ø 36 mm	23.4 m
<b>F</b>	Cadenas	3 m

#### **2.1.4. Tratamiento de las muestras**

Una vez el lance a bordo (Fig. 1.6), se procedió al proceso de triado en cubierta, y separación por especie de los diferentes organismos presentes. Las especies objetivo (*M. merluccius* y *Mullus spp*) se trasladaron al laboratorio del Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) para realizar los muestreos biológicos necesarios; mientras que el resto de la captura comercial se identificó a nivel de especie y se cuantificó el peso de la captura por cada lance de pesca. Las especies descartadas (invertebrados, peces, etc.) se pesaron como volumen total. No fue necesario realizar submuestras de las capturas.



**Fig. 1.6.** Volumen de captura tras realizarse un lance de pesca con la malla T90. (Foto tomada por autor).

En el laboratorio, se realizaron las frecuencias de talla, pesos, sexado y madurez de cada individuo por especie. (Fig. 1.7) por cada lance de pesca realizado.



**Fig. 1.7.** Foto previa al análisis de frecuencias de tallas. *Mullus barbatus* (parte superior) y *Mullus surmuletus* (parte inferior) en el laboratorio del ICM. (Foto tomada por autor).

### 2.1.5. Análisis estadísticos

Para cada especie, se estimó la selectividad de la red experimental con 4 modelos candidatos, utilizando los criterios objetivos basados en el AIC / desviación para la selección de modelos (Akaike, 1974), basado en el modelo general propuesto para experimentos de arrastre pareados, que combinan un modelo de retención de talla  $r(l)$  y un parámetro que denota la probabilidad de retención de que un pez de talla  $l$  sea capturado por la red experimental o la malla control (Millar y Fryer, 1999; Sistiaga et al., 2016):

$$r(l) = \frac{e^{v_1+v_2l}}{1 + e^{v_1+v_2l}} \quad (1.1)$$

donde  $v_1$  y  $v_2$  son estimadores de los parámetros de selectividad de interés,

$$a(l) = \frac{v_3 r(l)}{(1 - v_3) + v_3 r(l)} \quad (1.2)$$

donde  $v_3$  es la probabilidad que el pez sea retenido por la red experimental (parámetro “split”, (Millar et al., 2004).

El modelo 1 no lineal (‘Equal split NLS’) fue resuelto mediante el método de mínimos cuadrados manteniendo constante el parámetro ‘split’ en 0.5 (‘split’ igual) utilizando la biblioteca *nls* del software estadístico R. El modelo 2 (‘Equal split NLMM’) estimó el mismo modelo utilizando el método de máxima verosimilitud o ‘maximum likelihood’

con la biblioteca *nlme* en R. El modelo 3 ('Unequal split NLS') no lineal estimó los 3 parámetros  $v_1$ ,  $v_2$  y  $v_3$  por mínimos cuadrados, mientras que el modelo 4 estimó los mismos 3 parámetros por el método de 'maximum likelihood' ('Unequal split NLMM').

Nuestros modelos estimados por el método de 'maximum likelihood' son equivalentes a la formulación de la variabilidad entre lances utilizando un modelo jerárquico de efectos mixtos o 'mixed-effects model' para el caso de modelos de lances pareados (Fryer, 1991; Millar et al., 2004). En los modelos 'mixed-effects', cada lance  $h$  puede tener su propio conjunto de 3 parámetros  $(v_1, v_2, v_3)$ , considerándose que varían aleatoriamente alrededor de un vector medio de parámetros  $(\theta^h)$ :

$$v^h = (v_1^h, v_2^h, v_3^h)^T \quad (1.3)$$

y

$$v^h = \theta^h + \varepsilon^h \quad (1.4)$$

Donde los errores  $\varepsilon^h$  son independientes, y los errores siguen una distribución multivariada normal con media 0 y la matriz de varianza-covarianza D. La distribución de  $v^h$  sigue una distribución multivariada normal con la varianza D:  $v^h \sim N_3(\theta^h, D)$ .

A partir de estos parámetros de  $v^h$ , se pueden estimar las variables  $L_{50}$  y  $SR$  de interés en la gestión pesquera:

$$L_{50} = -v_1/v_2 \quad (1.5)$$

y

$$SR = 2\ln(3)/v_2 \quad (1.6)$$

Y  $p$  es la probabilidad de que el pez sea retenido en una u otra red, dado por  $v_3^h$ . Debido a la limitación de los datos, no intentamos estimar modelos más complejos.

En el Mar Mediterráneo, la merluza y los salmonetes están sujetos a una talla mínima de desembarque (MLS) de 20 y 11 cm respectivamente (EC 1967/2006: EC, 2006). Con el fin de evaluar el efecto de la red experimental en este estudio, el uso de métricas centradas en torno al MLS puede ser particularmente útil en la gestión pesquera. Sala et al. (2015) han propuesto una métrica para monitorear los efectos entre lances pareados para cuantificar directamente la porción de captura no deseada referida a los individuos de tallas inferiores, como es en este caso los individuos por debajo de la talla mínima de referencia de conservación (MLS). Del mismo modo, existen otros tipos de métricas que comparan o cuantifican directamente las capturas entre diferentes artes (Sistiaga et al., 2016). Estas métricas se calcularon para cada especie atendiendo a:

$$nP- = 100 \cdot \frac{\sum_{l < MLS} n_{al}}{\sum_{l < MLS} n_{al} + n_{bl}} \quad (1.7)$$

$$nP+ = 100 \cdot \frac{\sum_{l \geq MLS} n_{al}}{\sum_{l \geq MLS} n_{al} + n_{bl}} \quad (1.8)$$

$$nRatio = 100 \cdot \frac{\sum_{l < MLS} n_{al}}{\sum_{l \geq MLS} n_{al}} \quad (1.9)$$

Donde  $nP-$  es la proporción de individuos retenidos por la red experimental y control por debajo del MLS, proporcionando información sobre la selectividad del arte sobre los peces de tallas inferiores de una población dada;  $nP +$  por encima del MLS, proporciona información sobre la eficiencia de la red experimental seleccionando tallas comerciales, considerando la estructura demográfica de la población pescada; y  $nRatio$  es la relación entre el número de individuos retenidos de tallas inferiores / talla comercial.

Esto fue llevado a cabo sumando el número de individuos que estaban retenido por debajo y por encima de MLS para cada arte. Una vez sumado se dividió por el número total de individuos de cada red de estudio para obtener para obtener la fracción media. La  $nP$  se trata de un indicador que muestra si la pesca con un determinado arte es un problema sobre la estructura de la población de una especie disponible en el área donde se realiza la pesca.  $nP-$  preferiblemente debería ser bajo.

Si las especies son especies objetivo, es preferible que  $nP +$  sea alto (cerca de 100).  $nRatio$  proporciona la relación entre el número de individuos retenidos por debajo del MLS por el número de individuos retenidos por encima del MLS. Por lo tanto, para que la selectividad del arte se ajuste al MLS y considerando la población pescada,  $nRatio$  debe ser bajo (cercano a cero).

## 2.2. RESULTADOS

Los resultados de la estimación de los modelos de selectividad más óptimos en base al menor valor de AIC se muestran en la Tabla 1.3.

**Tabla 1.3.** Parámetros de selectividad para la malla T90. Se presentan los parámetros estimados de los valores residuales del ‘maximum likelihood’ para *M. merluccius* y mediante el modelo no lineal de mínimos cuadrados para *Mullus* spp. Valores medios y respectivos intervalos de confianza 95% (CI) para la talla de retención al 50% (*L50*) y rango de selección (*SR*); *v1* y *v2* estimadores de los parámetros de selectividad; *df*, grados de libertad; matrices de varianza y covarianza que mide los errores de la variabilidad entre lances; AIC, criterio de información de Akaike.

		<i>M. merluccius</i>	<i>M. barbatus</i>	<i>M. surmuletus</i>	
		<b>T90</b>	<b>T90</b>	<b>T90</b>	
<b>v1</b>	Media (cm)	-6.29	-6.39	-5.90	
	Sd (cm)	0.60	-	-	
<b>v2</b>	Media (cm)	0.30	0.32	0.26	
	Sd (cm)	-	-	-	
<b>v3</b>	Media (cm)	0.47	0.55	0.50	
	Sd (cm)	-	-	-	
<b>L50</b>	Media (cm)	21.1	20.0	22.6	
	Sd (cm)	2.01	-	-	
	95 % CI (cm)	1.31	-	-	
<b>SR</b>	Media (cm)	7.4	6.9	8.4	
	Sd (cm)	-	-	-	
	95 % CI (cm)	-	-	-	
<b>Parámetros</b>	<i>v11</i>	5.31E-05	2.378	1.361	
<b>varianza</b>	<i>v22</i>	3.95E-05	0.030	0.004	
	<i>v33</i>	6.21E-05	0.075	-	
<b>Parámetros</b>	<i>v11</i>	-4.2E-06	0.295	-0.073	
	<b>covarianza</b>	<i>v22</i>	-4.09E-06	-0.044	-
		<i>v33</i>	-3.75E-07	-0.243	-

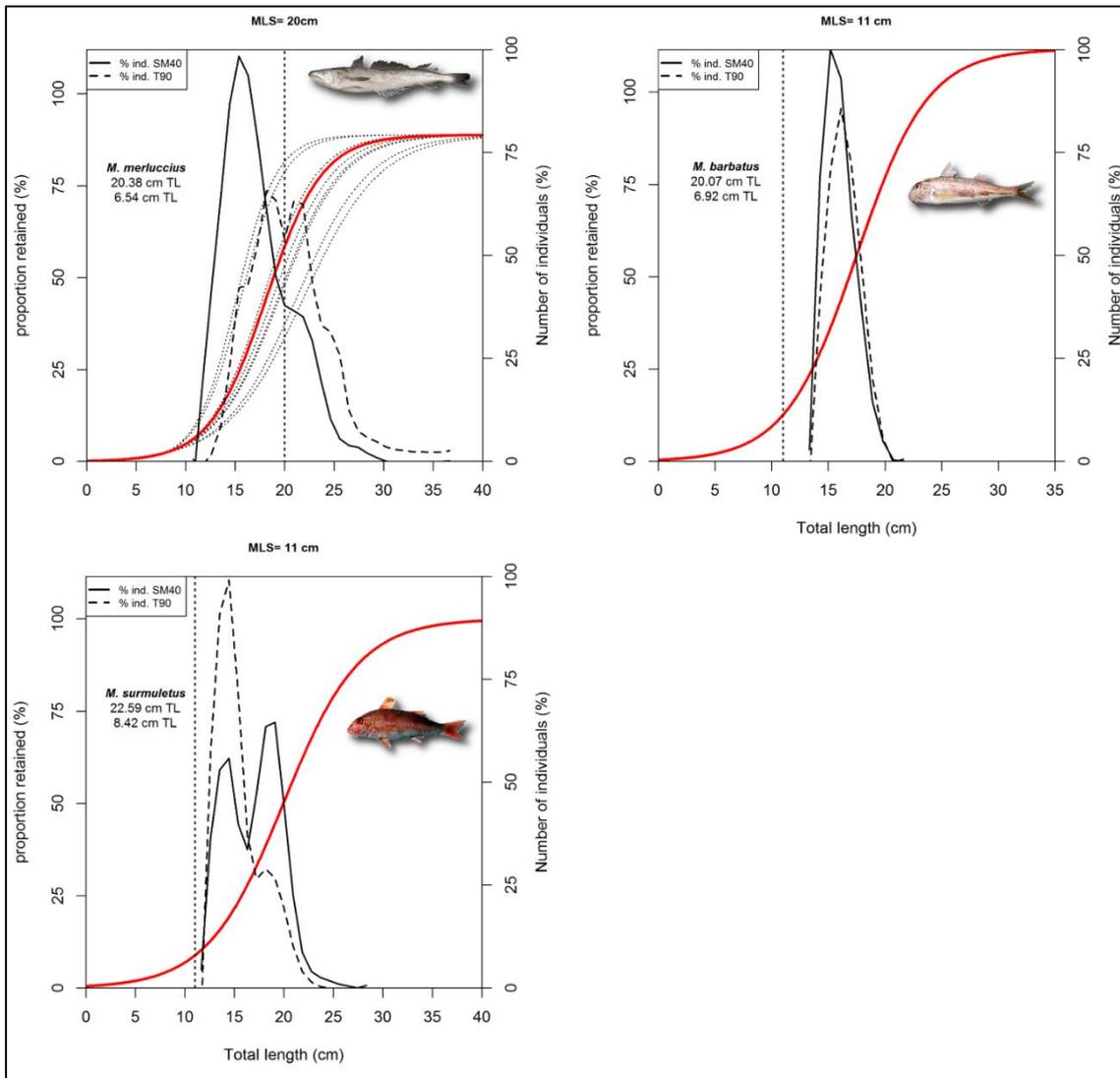
		<i>M. merluccius</i>	<i>M. barbatus</i>	<i>M. surmuletus</i>
		T90	T90	T90
<b>Std. Error</b>	a	0.007	1.542	1.167
	b	0.006	0.173	0.063
	p	0.008	0.273	-
<b>Modelo</b>		Unequal split NLMM	Unequal split NLS	Equal split NLS
	log likelihood valor	-35.99	2.79	-15.94
	AIC valor	81.98	2.42	37.88
	Lances válidos	8	6	6
	Desviación	72	2.6	6.6
	Df	139	46	70

El resumen de los parámetros de los modelos de selectividad estudiados se muestra en la Tabla 1.4. En el caso de *M. merluccius*, el modelo que mejor ajustó (valor más bajo de AIC) fue el modelo ‘unequal Split NLMM’, aunque los cuatro modelos proporcionaron valores similares de *L50* en el rango de 21.11 - 22.47, y una *SR* entre 7.38 y 8.90. El valor del parámetro ‘split’ fue  $p = 0.47$ . En el caso de *Mullus barbatus*, el modelo con el valor AIC más bajo fue obtenido por el modelo ‘Unequal Split NLS’ (tabla 1.4), aunque los cuatro modelos produjeron valores aceptables de *L50* en el rango de 18.68 - 20.43, y los valores para *SR* en el rango de 6.14 a 7.09. El parámetro ‘split’ ( $v3$ ) se estimó en 0.55. En el caso de *Mullus surmuletus*, el mejor modelo se ajustó al ‘Equal Split NLS’ con valores de *L50* variando en un rango de 20.17 a 23.31 y una *SR* de 7.03 a 9.58.

**Tabla 1.4.** Resultados de los modelos de selectividad resueltos por ‘maximum likelihood’ (NLMM) y mediante modelo no lineal de mínimos cuadrados (NLS) para la malla experimental T90, para *M. merluccius*, y *Mullus* spp. Talla de retención al 50% (*L50*); rango de selección (*SR*); *p* (split), capturabilidad del arte T90 respecto arte control; *v1* y *v2* estimadores de los parámetros de selectividad; *df*, grados de libertad; matrices de varianza y covarianza que mide los errores de la variabilidad entre lances; *logLik*, valores de información de log likelihood; *AIC*, criterio de información de Akaike.

<i>M. merluccius</i>	<i>v1</i>	<i>v2</i>	<i>L50</i>	<i>SR</i>	<i>p</i> (split)	<i>logLik</i>	<i>AIC</i>	Desviación	<i>df</i>	Lances válidos
Equal split_NLS	-5.54	0.25	22.47	8.90	0.50	-40.15	86.31	14.73	142	8
Equal split_NLMM	-5.79	0.26	22.41	8.51	0.50	-35.89	83.77	-	135	8
Unequal split_NLS	-5.82	0.27	21.21	8.00	0.47	-40.08	88.17	14.71	141	8
Unequal split_NLMM	-6.29	0.30	21.11	7.38	0.47	-35.99	81.98	71.98	139	8
<i>M. barbatus</i>	<i>v1</i>	<i>v2</i>	<i>L50</i>	<i>SR</i>	<i>p</i> (split)	<i>logLik</i>	<i>AIC</i>	Desviación	<i>df</i>	Lances válidos
Equal split_NLS	-6.00	0.32	18.49	6.77	0.50	0.30	5.40	3.42	57	7
Equal split_NLMM	-5.87	0.32	18.35	7.32	0.50	1.41	9.18	-	51	7
Unequal split_NLS	-6.39	0.32	19.99	6.88	0.55	2.79	2.42	2.56	46	6
Unequal split_NLMM	-6.33	0.31	20.43	7.09	0.57	2.79	4.41	-	41	6
<i>M. surmuletus</i>	<i>v1</i>	<i>v2</i>	<i>L50</i>	<i>SR</i>	<i>p</i> (split)	<i>logLik</i>	<i>AIC</i>	Desviación	<i>df</i>	Lances válidos
Equal split_NLS	-5.90	0.26	22.59	8.42	0.50	-15.94	37.88	6.56	70	6
Equal split_NLMM	-5.35	0.23	23.31	9.58	0.50	-14.55	41.09	-	65	6
Unequal split_NLS	-6.30	0.31	20.17	7.03	0.42	-15.83	39.65	6.54	69	6
Unequal split_NLMM	-5.61	0.26	21.99	8.60	0.47	-14.51	39.02	29.02	67	6

A continuación, se presentan las curvas de retención para la malla experimental T90 para cada especie objetivo de este estudio en base al modelo más óptimo de cada especie (tabla 1.3). En los modelos donde se estima ‘NLMM’ en base al ‘maximum likelihood’ se puede observar la variabilidad entre lances pareados, como es en el caso de *M. merluccius* donde el modelo más óptimo es el ‘Unequal Split NLMM’. En la figura 1.8 se observa la probabilidad de retención (%) para cada talla *l* y el número de individuos en % por cada talla en la malla T90 respecto al número de individuos en la malla DM53. (fig. 1.8).



**Fig. 1.8.** Curvas de selectividad (línea logística negra de puntos) y la curva media (línea logística roja gruesa), para los valores observados en los modelos más óptimos presentados en la tabla 1.3, y la estructura de la población pescada para la malla T90 (línea negra discontinua) y malla DM53 (línea negra continua). MLS, talla mínima de desembarco de cada especie.

La Tabla 1.5 muestra las proporciones relativas de individuos por encima y por debajo de la talla mínima de desembarque (MLS). La proporción de juveniles de merluza de talla inferior retenidos en la red experimental (34,4%) fue prácticamente menor de la mitad de la proporción retenida en la red tradicional (65,6%). En el caso de los salmonetes, la diferencia fue menor, ya que prácticamente se parte de una retención mínima de individuos juveniles en las redes control, y se observa lo mismo en la malla experimental.

**Tabla 1.5.** Resultados de las comparaciones métricas de captura de individuos respecto a la talla mínima de desembarque (MLS) en la red experimental (superior) y estándar (inferior). MLS para *Merluccius merluccius* es 20 cm TL; para *Mullus* spp. es de 11 cm TL. np-: proporción de individuos (%) por debajo del MLS retenidos por la red experimental respecto a los individuos retenidos por la red control; np+: proporción de individuos (%) por encima del MLS retenidos por la red experimental respecto a los individuos retenidos por la red control; nRatio: número de individuos retenidos por debajo del MLS respecto al número de individuos retenidos por encima del MLS para la malla experimental y malla control.

<b>Comparación métrica de las capturas con la malla experimental</b>			
	<i>M. merluccius</i>	<i>M. barbatus</i>	<i>M. surmuletus</i>
<b>np- (%)</b>	34.4	0.0	25.0
<b>np+ (%)</b>	66.3	46.9	32.3
<b>nRatio</b>	0.84	0.00	0.01
<b>Comparación métrica de las capturas con la malla estándar</b>			
	<i>M. merluccius</i>	<i>M. barbatus</i>	<i>M. surmuletus</i>
<b>np- (%)</b>	65.6	0.0	75.0
<b>np+ (%)</b>	33.7	53.1	67.7
<b>nRatio</b>	3.15	0.00	0.01

Además de las especies objetivo del estudio, la modificación de la malla experimental tuvo efecto sobre las capturas de las especies comerciales que acompañan a las especies objetivo, como se muestra en la tabla 1.6. En término general, tanto las capturas como el volumen de descartes son menores en la red modificada, aunque la proporción de descartes totales es similar (47,6 y 48,8% respectivamente).

Todas las especies de peces, excepto *M. merluccius* y *Pagellus erythrinus* muestran tasas de captura más bajas con la red modificada. La captura total de invertebrados (cefalópodos y el equinodermo comercial *Parastichopus regalis*) muestran valores inferiores de captura en la red modificada, aunque algunas especies de cefalópodos muestran capturas más altas (*Alloteuthis media*, *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis*). En términos económicos, la red modificada produjo una disminución del 17% del volumen de captura comercial y un 18% del valor comercial.

**Tabla 1.6.** Composición media de la captura (volumen de capturas y valores económicos) de los lances con la red estándar (DM53) y con la red experimental (T90). Los ingresos (€) que se muestran son los valores de venta en lonja en cada día de muestreo; a excepción de *M. merluccius* y *Mullus* spp. donde se utilizaron los precios medios de venta en lonja en Blanes.

		DM53		T90	
		Captura (kg)	Ingresos (€)	Captura (kg)	Ingresos (€)
<b>ESPECIES COMERCIALES</b>	<b>Peces (total)</b>	151.8	1048.3	128.9	817.9
	<i>Lophius</i> spp.	24.9	225.1	17.9	161.8
	<i>M. barbatus</i>	37.8	205.6	35.0	190.4
	<i>M. surmuletus</i>	23.9	231.4	16.2	156.8
	<i>Merluccius</i>	11.7	109.6	14.5	135.9
	Otros taxo.	29.9	197.3	16.7	110.2
	<i>Pagellus erythrinus</i>	1.9	6.3	6.5	21.5
	<i>Trisopterus minutus</i>	21.8	70.9	12.2	39.7
	<i>Raja</i> spp.	1.0	2.1	0.8	1.7
	<b>Cefalópodos (total)</b>	61.9	382.7	57.8	374.6
	<i>Alloteuthis media</i>	1.7	47.1	2.0	55.4
	<i>Eledone cirrhosa</i>	16.1	79.5	15.4	76.1
	<i>Illex coindetii</i>	23.3	107.9	18.8	87.0
	<i>Octopus vulgaris</i>	4.9	20.8	6.9	29.3
	<i>Sepia officinalis</i>	2.0	28.7	3.0	43.0
	<i>Sepia orbignyana</i>	13.9	98.7	11.8	83.8
	<i>Parastichopus regalis</i>	4.8	385.9	3.6	289.4
	<b>DESEMBARCO TOTAL (KG)</b>	219.5	1816.9	181.1	1481.9
	<b>CAPTURA TOTAL (KG)</b>	419.2		354.0	
	<b>DESCARTES (KG)</b>	199.7		172.9	
<b>DESCARTES RATIO (%)</b>	47.6%		48.8%		

### 2.3. DISCUSIÓN

En este estudio se comparó la selectividad de una red de arrastre experimental con la pieza de la extensión modificada por una malla con torsión de 90° (T90) respecto a una red de arrastre estándar utilizando una extensión de malla de 53 mm de diamante (T0°) para tres especies de alto interés comercial en las pesquerías mediterráneas. Nuestros resultados están en línea con los resultados obtenidos en Herrmann et al. (2013) y Tokaç et al. (2014) que compararon la selectividad del copo de arrastre con la malla romboidal (T0°) y T90. Los resultados muestran que una simple modificación en la pieza de la extensión de arrastre aumenta significativamente la *L50* para 3 especies comerciales importantes de las pesquerías del Mediterráneo occidental, la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y los dos salmonetes (*Mullus barbatus* y *M. surmuletus*), con obligación de desembarque de los descartes las dos primeras especies desde el período del 2017-2019.

Los resultados obtenidos son particularmente interesantes para la merluza, con una *L50* estimada de 21.1 cm en nuestro estudio, superior a otros estudios de selectividad en el Mediterráneo que prueban incrementando el tamaño de mallas romboidales o mallas cuadradas: por ejemplo, Ordines et al., (2006) obtuvo una *L50* de 10.60 y 15.20 cm TL respectivamente, con un copo de malla romboidal y malla cuadrada de 40 mm. Sala y Lucchetti (2011) obtuvieron valores de *L50* en el rango de 10.43 a 16.25 cm TL de esta especie utilizando diferentes tamaños de malla de copo romboidal entre 48 y 56 mm. Igualmente, la proporción de juveniles de merluza retenida en la red control resultó prácticamente el doble que la fracción retenida en la red experimental.

Los rangos de selección obtenidos en nuestro experimento fueron de 7.38 (valor más bajo) en el modelo ‘unequal split NLMM’, muy superior al valor de  $SR = 3.30$  reportado por Ordines et al. (2006) y en línea con los resultados obtenidos en Sala y Lucchetti (2011), que muestran una *SR* de 5.62 a 7.94. Sin embargo, nuestras métricas de comparación de las capturas muestran que la merluza de tamaño pequeño retenida en la red experimental es aproximadamente la mitad (34.4 vs 65.6%, Tabla 1.4) de la proporción retenida en la red estándar, lo cual es un paso significativo para alinear la frecuencia de tallas de captura de merluza con la talla mínima de desembarco (20 cm TL, EC 1967/2006: EC, 2006).

Nuestro estudio revela que la red de arrastre T90 mejoró significativamente la selectividad de retención del salmonete (*M. barbatus*), en línea con los resultados obtenidos en Tokaç et al. (2014) cuando compararon los copos de malla T90 con las mallas convencionales, romboidal y malla cuadrada (T0°), revelando nuestro estudio un *L50* de 20 cm TL y *SR* de 6,9 cm TL en el modelo ‘unequal Split NLS’ (valor AIC más bajo), superior a los valores obtenidos para la malla de 50 mm por Tokaç et al. (2014) que obtuvieron una *L50* y *SR* de (14.7 y 2.7) y (17.9 y 1.8) cm TL, para la malla romboidal y T90 respectivamente en el Mediterráneo Oriental; y asimismo, más alto que los valores obtenidos en Dereli y Aydın (2016) que obtuvieron una *L50* y *SR* de (12,9 y 2,2), (12,9 y 2,0), y (13,6 y 3,1) cm TL para la malla romboidal de 50 mm, cuadrada de 40 mm, y T90 de 40 mm respectivamente en el Este Mediterráneo.

Los resultados revelan un valor nuevo de  $L50$  y  $SR$  para la selectividad del arrastre de *Mullus surmuletus* desde el año 2006 reportado por Ordines et al. (2006) en el Mediterráneo occidental, que obtuvieron una  $L50$  de 4.5 y 12.2 cm TL respectivamente para la malla romboidal de 40 mm y malla cuadrada, muy inferior al valor obtenido en este estudio de 22.6 cm TL en el modelo 'equal split NLS' (valor AIC más bajo). En nuestro estudio se obtuvo un rango de selección de 8,4 cm en el modelo 'equal split NLS', superior al valor de  $SR = 5.8$  y 2.1 cm TL respectivamente para el copo de malla romboidal y malla cuadrada de 40 mm reportados por Ordines et al. (2006).

La talla mínima de desembarque (MLS) para *M. barbatus* y *M. surmuletus* es de 11 cm TL en la pesquería de arrastre demersal mediterránea (EC 1967/2006: EC, 2006); nuestros resultados muestran que el valor de  $L50$  de 11 cm se considera apropiado para *Mullus* spp., y acorde a los resultados obtenidos en nuestro estudio con la extensión de malla T90 se satisface el cumplimiento de la normativa de MLS (EC 1967/2006: EC, 2006). Nuestras métricas de comparación de las capturas muestran que para *Mullus* spp. en la red experimental y estándar, la captura individuos juveniles es del 0%, lo que pone de manifiesto el cumplimiento del Reglamento de la Pesca para el Mediterráneo para las dos mallas estudiadas cumpliendo con la talla mínima de desembarque (11 cm TL, EC 1967/2006: EC, 2006).

La modificación de la extensión propuesta supone un bajo costo de aproximadamente 600€ (Raveau et al., 2012), pero que también reduce significativamente la captura comercial total del buque de pesca, un 17% en volumen y un 18% en valor. Se espera que la pérdida económica pueda compensarse parcialmente con la reducción del tiempo y costos de clasificación, y la disminución de los costos relacionados con el cumplimiento de la obligación de desembarques, pero ciertamente, las pérdidas de ingresos a corto plazo son una barrera para la adopción de tecnologías más selectivas; aunque, esta reducción de volumen de capturas podría compensarse con el aumento del valor de los precios de mercado debido a la elasticidad de la oferta y la demanda (Macher et al., 2008). En cualquier caso, esta reducción a corto plazo de las capturas comerciales puede justificarse con la necesaria reducción de la mortalidad por pesca en las pesquerías demersales mediterráneas para las especies objetivo en situación de sobrepesca (STECF, 2015c; 2014), encaminar hacia recuperar las poblaciones de los stocks y proporcionar mayores rendimientos a medio y largo plazo (Merino et al., 2015).

La red T90 tiene propiedades interesantes en cuanto a la selección de especies y tallas, cuando se utiliza en el copo. Por ejemplo, Deval et al. (2016) la malla T90 en cuatro especies comerciales de gamba de las pesquerías de arrastre del Mediterráneo oriental, mostrando que el porcentaje de escapes para las cuatro especies aumentaba, así como un aumento de los valores de  $L50$ . En las pesquerías del norte de Europa, el copo de malla T90 han sido objeto de estudios exhaustivos que muestran una clara mejora en la selectividad (Moderhak et al., 1999), así como en la calidad del pescado comercializado (Hansen, 2004). A pesar del número de estudios llevados a cabo con el copo de malla T90, no tenemos conocimiento de estudios existentes que testen la selectividad a nivel de la pieza de la extensión del arrastre.

Con el objetivo de evitar el escape de especies comerciales por debajo de las tallas mínimas de desembarque, existen estudios que insertan un panel de malla cuadrada en el copo de malla romboidal para mejorar la selectividad de *M. merluccius* y *M. barbatus*, y asimismo mejorar la reducción de descartes (Herrmann et al., 2015; Suuronen y Sardá, 2007) en esta línea, nuestros resultados revelan los beneficios de la pieza de extensión de la red de arrastre modificada con la malla T90, que puede abrir una nueva línea para cambiar la extensión romboidal por la extensión de malla T90, o insertar un panel de malla T90 en el copo o extensión para mejorar la selectividad de especies comerciales y mejorar la reducción de descartes.

Es importante considerar la geometría de la malla para la explotación sostenible de los recursos marinos para considerar los aspectos positivos y negativos de diferentes tamaños de malla, configuraciones de malla y otros parámetros de diseño (Tokaç et al., 2016). Por ejemplo, Tokaç et al. (2014); Deval et al. (2016); Herrmann et al. (2013), y nuestros resultados, revelan los aspectos positivos de cambiar la geometría de la malla romboidal (T0°) y malla cuadrada (T45°) a T90. En contraste con otros estudios, el cambio de la geometría de la malla romboidal y cuadrada a la malla hexagonal tuvo efectos inapreciables o reducción de la selectividad para *M. merluccius* y *M. barbatus* (Aydın y Tosunoğlu, 2010; Dereli y Aydın, 2016).

En conclusión, más estudios con este tipo de redes deberían ayudar a determinar si las soluciones tecnológicas basadas en diferentes tipos de configuración de malla serán soluciones prácticas, aceptables por los pescadores y controladores pesqueros para aumentar la selectividad de las pesquerías de la UE, y, asimismo, mitigar el impacto de la ‘Landing Obligation’. Nuestro estudio revela que la torsión de la malla romboidal a 90° (T90) en la pieza de extensión de la red de arrastre puede ser un diseño alternativo que podría potencialmente satisfacer los objetivos de la gestión pesquera para mejorar la selectividad de tres especies comerciales importantes en el Mediterráneo occidental. Para la explotación sostenible de estas especies comerciales de alto valor, es importante tener en cuenta en el Reglamento de la Pesca del Mediterráneo la implementación de la malla T90 en la legislación, modificando la configuración de malla romboidal convencional a la T90 en la pieza de extensión o copo, mejorando la selectividad de especies comerciales. Aunque hay una pérdida del 17% del volumen de capturas comercializadas, es necesaria una reducción de esfuerzo pesquero en las pesquerías demersales mediterráneas, y justificando una mejora de las poblaciones y capturas a medio-largo plazo (Merino et al., 2015).



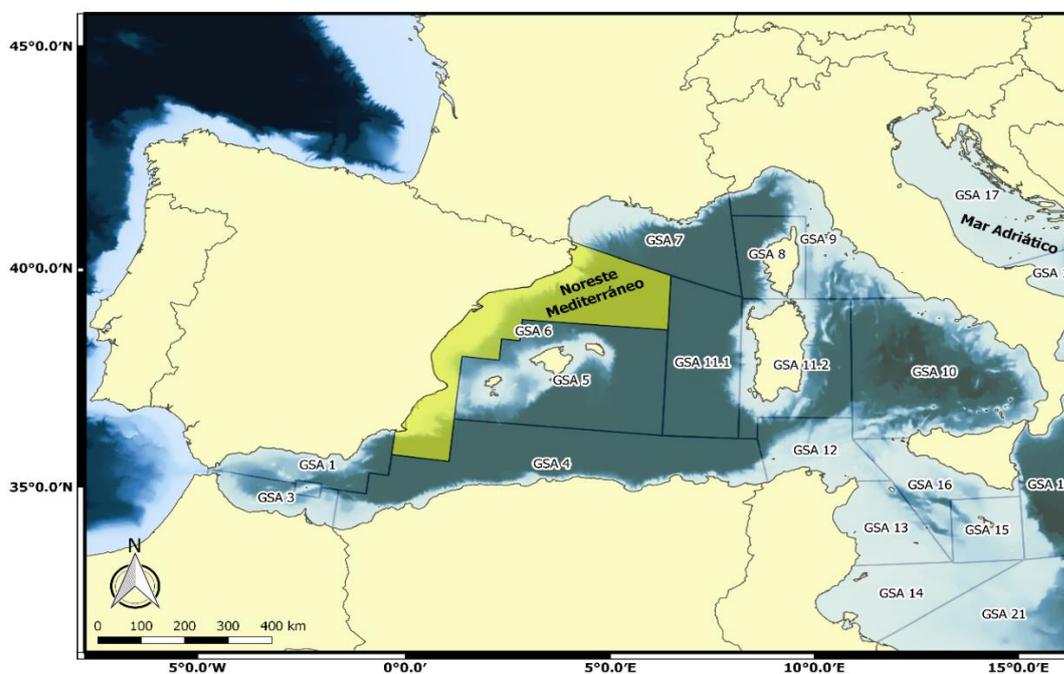
### 3. CAPÍTULO II: ‘Modelización bioeconómica de pesquerías del mediterráneo (GSA 06) en situación de mejora de la selectividad y reducción de descartes’

#### 3.1. MATERIALES Y MÉTODOS

##### 3.1.1. Área de estudio: Norte Mediterráneo de España (GSA 06)

El área de estudio del presente trabajo se encuentra en la parte oeste y noroeste del Mediterráneo Occidental, específicamente en el área GSA 06 (fig. 2.1) entre las 30 sub-áreas geográficas establecidas por la GFCM (Comisión General de la Pesca del Mediterráneo) para la recopilación de datos, monitoreo, gestión, y evaluación de los recursos pesqueros del Mediterráneo (GFCM, 2007). El área comprende un total de 1200 km de costa, desde el litoral levantino español hasta el mar Catalán con parte del mar Balear, linde al norte con el Golfo de León, y al este con el mar Balear.

El área GSA 06 presenta dos sub-áreas geográficas que comprenden por una parte la GSA 06-Sur (Alicante, Canal de Ibiza y Valencia), y la GSA 06-Norte (Castellón, Tarragona, Barcelona y Gerona); observándose una transición entre el litoral catalán de afinidades más frías, y el sector más cálido comprendido entre el cabo La Nao y el cabo de Gata. Aunque buena parte de las especies son comunes en todo el litoral Mediterráneo, otras muchas presentan una gradación y caracterizan los dos sub-sectores geográficos (Templado et al., 2012).



**Fig. 2.1.** Áreas de división de la GFCM, en la que se incluye el área de la GSA 06 del presente estudio (coordenadas obtenidas de [www.gfcm.org](http://www.gfcm.org)).

### 3.1.2. Composición de la flota pesquera demersal de la GSA 06

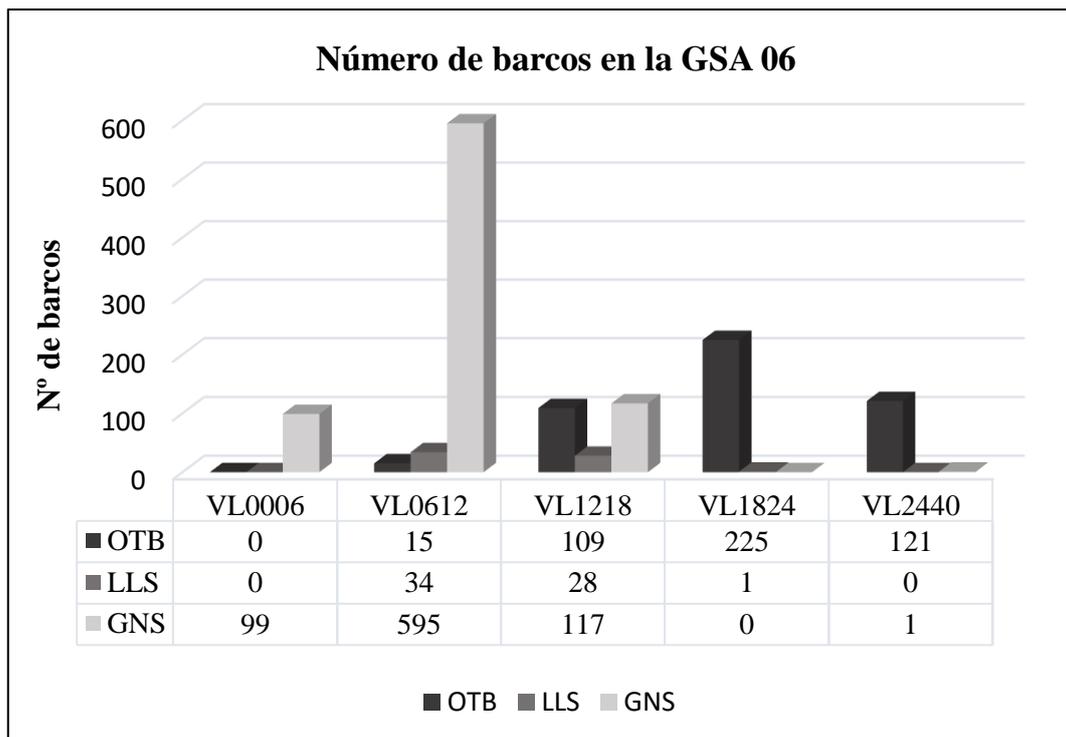
La flota pesquera que se va a trabajar en el presente estudio tiene como objetivo la captura de especies fondo, en un marco de gestión pesquera acorde a los objetivos generales de mejorar la gestión de los recursos demersales. Las flotas que capturan las especies demersales son: la flota de arrastre de fondo (OTB<sup>1</sup>), palangreros de fondo (LLS), y los artes de redes fijas o de fondo, agrupándose tanto los artes de enmalles, trasmallos, entre otros artes de redes artesanales, en la flota de (GNS); no se ha tenido en cuenta los artes de pesca de trampas y nasas (FPO), tratándose de una flota muy especializada en la pesca del pulpo de roca (*Octopus vulgaris*), que representa más del 75% en las capturas de la flota FPO de la GSA 06 (STECF, 2015d), pero cuyas capturas globales en el área son reducidas.

Los recursos pesqueros de las tres flotas pesqueras están evaluados tanto por el subgrupo del Mediterráneo del Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca (STECF), como por la Comisión General de la Pesca del Mediterráneo (GFCM), mediante la recopilación de datos obtenidos por el ‘Data Collection Framework’ de la Comisión Europea (EC Reg. 665/2008: EC, 2008); con el objetivo de llevar a cabo la estadística y evaluación de los stocks de cada GSA.

Actualmente (2015) la GSA 06 está compuesta por un total de 1345 barcos entre OTB, LLS y GNS (09/2016, EC, 2016); de los cuales un 60.3% pertenece a la flota de artes menores con redes (812 barcos de GNS); un 4,7% a la flota de palangre de fondo (63 barcos de LLS); y un 34,9% a la flota de arrastre de fondo (470 barcos de OTB); asimismo, la flota se ha dividido en segmentos de flota acorde al STECF (2016) en función de la eslora de los barcos; desde los 0 m a 6 m de eslora (VL-0006), de 6 m a 12 m (VL-0612), de 12 m a 18 m (VL-1218), de 18 m a 24 m (VL-1824), y de 24 m a 40 m (VL-2440) (fig. 2.2). La flota pesquera utilizada en este estudio consta a partir del 01/2015 (EC, 2016), teniendo en cuenta el año 2015 como año 0 del comienzo de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO; desde el año 2015 al 09/2016, los efectivos se han reducido en un 2,7% de la flota pesquera; un 2,5% la flota de GNS, 1,55% la flota de LLS, y 3,1% la flota de OTB.

---

<sup>1</sup> se utilizan los códigos de la “Data Collection Framework” (STECF, 2016) de nivel 4 para designar las flotas mediante su arte de pesca principal.



**Fig. 2.2.** Número de barcos actuales en la GSA 06 con licencia activa. (EC, 2016).

Las flotas pesqueras de GNS y LLS a menudo se engloban en una categoría más general “artes menores” pues pueden cambiar su adscripción a un arte de pesca principal, ya que la Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente puede autorizar el cambio temporal de modalidad entre una flota y otra pertenecientes al caladero Mediterráneo, por un período de tiempo no superior a seis meses, lo que permite la utilización de los dos artes de pesca por parte de la misma flota pesquera a lo largo del año. (Orden AAA/2794/2012: BOE, 2012a).

### 3.1.3. Importancia económica-pesquera de la GSA 06

La flota pesquera del Mediterráneo (flota de arrastre, cerco y artesanal) captura 300 especies distintas, y solamente un 10% están sistemáticamente representadas en el mercado (Bellido et al., 2014); de las cuales alrededor de 200 especies se desembarcan en los puertos de la GSA 06 por la flota que opera en el área, y 25 especies componen el 83% del volumen de los desembarcos, y el 80% del valor económico en 2010 (Maynou, 2014). La pesca de arrastre demersal en plataforma continental figura como la pesquería con mayor diversidad de especies respecto a los otros artes de pesca, capturándose especies como el pagel (*Pagellus erythrinus*), la merluza (*Merluccius merluccius*), las arañas (*Trachinus draco*), la faneca (*Trisopterus minutus*), la brótola (*Phycis blennoides*), la boga (*Boops boops*), los salmonetes de fango y roca (*Mullus barbatus* y *M. surmuletus*), los rapés (*Lophius piscatorius* y *L. budegassa*), las dos especies de gallo (*Lepidorhombus boschii* y *L. whiffiagonis*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), el jurel (*Trachurus trachurus*), cefalópodos como *Illex coindetii*, el pulpo roquero (*Octopus vulgaris*), el pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*), y crustáceos objetivo de la pesca como la

gamba roja (*Aristeus antennatus*) o la cigala (*Nephrops norvegicus*), y otros accesorios como las *Munidas* spp. o *Plesionika* spp.; entre muchas otras.

Las especies demersales más importantes en términos económicos están reguladas mediante datos de evaluaciones de stock y parámetros biológicos que son la merluza (*Merluccius merluccius*), el salmonete de fango (*Mullus barbatus*), el rape (*Lophius piscatorius*), la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), y los crustáceos de gran valor económico que son la gamba roja (*Aristeus antennatus*), la cigala (*Nephrops norvegicus*), y la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013) con las que se realizará el modelo bioeconómico de la GSA 06.

#### **3.1.4. Datos de entrada al modelo bioeconómico MEFISTO**

Las series históricas de datos del ‘Data Collection Framework’ permiten desarrollar un modelo bioeconómico calibrado con más de 10 años de datos biológicos y económicos (Maynou, 2014); aunque en los datos económicos se encuentran algunos datos económicos de no siempre la misma calidad, identificándose en las series históricas desde el 2008 al 2015 del STECF (2016) valores económicos que fueron calibrados; se observó variabilidad en el número de barcos de la serie histórica de las flotas pesqueras artesanales (palangre de fondo: LLS y redes de fondo: GNS); datos dispersos del capital invertido ‘investments’, ya que se encuentran años durante la serie histórica donde no se reportan los capitales invertidos para las flotas de arrastre de fondo o flotas artesanales; se observaron costes anuales relativamente bajos para las flotas artesanales; se observó incertidumbre en los datos de costes de energía y días de pesca en las flotas artesanales que fueron modificados; se encontró variabilidad en los datos para el cálculo de los costes fijos y variables en la flota de redes de fondo. Los datos se complementaron con diversas fuentes de información (publicadas o mediante observación personal) para calibrar en el modelo los datos económicos cuando fue necesario. El año 0 del comienzo del modelo bioeconómico se trata del año 2015, y realizando una proyección a corto y medio-largo plazo hasta el año 2035, por tanto, la recopilación de datos presentados en este estudio corresponde a una serie de datos oficiales anteriores al año 2015, complementado con algún dato posterior fruto de análisis personal.

La fuente de datos se puede dividir en dos fuentes; por una parte, se realizó la obtención de datos biológicos para su posterior tratamiento y parametrización de los parámetros biológicos del modelo bioeconómico MEFISTO; se utilizaron las fuentes de la Comisión Científica, Técnica y Económica para las Pesquerías de la Comisión Europea (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013) con el objetivo de obtener los parámetros biológicos de las especies principales del ‘stock assessment’ de la GSA 06; la merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus barbatus*), rape negro (*Lophius piscatorius*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), cigala (*Nephrops norvegicus*), gamba roja (*Aristeus antennatus*), y gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*).

Por otra parte, se utilizaron las fuentes de datos de la parte económica de la “Data Collection Framework” (STECF, 2016) con el objetivo de obtener los parámetros económicos para las tres flotas pesqueras de la GSA 06 (OTB, LLS y GNS); asimismo, los datos se complementaron con bases de datos de: Proyecto europeo EU H2020 ‘Science, Technology and Society Initiative to Minimize Unwatched Catches in European Fisheries’ “MINOUW” (2015-2019); EC, 2016; ‘Annual Economic Report of European Union Fisheries’ (STECF, 2015b); fuentes de datos de venta en lonja de la Generalitat de Cataluña; Proyecto I+D+i Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica “CONFLICT”: Las comunidades litorales: bases para la gestión sostenible de un recurso compartido por la pesca recreativa y artesanal. Además, se utilizaron los resultados de los parámetros de selectividad del ‘Caso de estudio I: Análisis de la selectividad de las pesquerías de arrastre del mar Mediterráneo noroccidental’ con el objetivo de estudiar los diferentes escenarios de selectividad y su proporción de descartes en el aspecto bioeconómico de las principales especies demersales del área de la GSA 06.

Las tres flotas de este estudio tienen interacción técnica en la captura de las especies principales; interactúan las tres en la captura de merluza y rape; interactúan GNS y OTB en la captura de salmonete de fango; y las especies de gamba roja, cigala, gamba blanca, y bacaladilla son capturadas únicamente por la flota OTB, ya que a partir del 2008 no hay interacción entre la flota de arrastre (OTB) y la flota de cerco (PS) en la captura de bacaladilla, representando el 100% de las capturas la flota OTB en el 2013 (STECF, 2014). Estudios como el de Lleonart et al., (2013; 2003) muestran un claro dominio de la flota de arrastre (OTB) sobre las demás flotas que interactúan por los recursos, y el efecto negativo de esta flota sobre la rentabilidad de las otras, como es en este caso, el efecto negativo de su baja selectividad y alta captura de juveniles de merluza, afectando a la rentabilidad de las flotas de LLS y de GNS.

### **3.1.5. El modelo bioeconómico ‘MEFISTO’**

El modelo aplicado en este estudio se trata del modelo bioeconómico MEFISTO (Mediterranean Fisheries Simulation Tool, Lleonart et al., 2003) con el que se va a realizar una proyección a corto y medio plazo con el objetivo de realizar una buena gestión de las pesquerías del Mediterráneo; en comparación con otros trabajos realizados en el Mediterráneo con el modelo MEFISTO (Maynou et al., 2006; Merino et al., 2007; Silvestri y Maynou, 2009) en este trabajo se ha estudiado la flota a nivel de segmento de flota, y no a nivel de barco; la viabilidad del estudio a nivel de segmento de flota se ha estudiado previamente en Maynou (2014), quién analizó la flota de cerco (PS) y arrastre (OTB) en un contexto de viabilidad bio-económica.

El modelo se divide principalmente en tres grandes cajas ‘box’: ‘stock box’, donde se recopilan todos los parámetros biológicos; ‘market box’, donde se encuentran los parámetros de precios de mercado, y parámetros asociados a datos de comercialización de las especies principales y secundarias asociadas a las especies objetivo; ‘fishermen box’, se trata de simular el comportamiento económico del pescador y las decisiones que toma.

### 3.1.5.1. Stock box

La caja de ‘stock’ simula la dinámica del recurso y utiliza las ecuaciones estándar de la dinámica de poblaciones. Se trata de un modelo multiespecífico en el que se diferencian dos tipos de especies; por una parte, se encuentran las especies principales las cuales se conoce bien la dinámica y parámetros biológicos, y, por otra parte, las especies secundarias, cuya dinámica está definida en relación con las especies principales.

El conjunto de parámetros biológicos de las especies objetivo está descrito en función a un modelo de población estructurado por edades (Shepherd y Pope, 2002). El modelo bioeconómico se ha definido en escala anual como los datos están disponibles en las evaluaciones de las especies principales (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013). El número de individuos por cada edad  $a$  de las siete especies principales ( $i$ ) a un tiempo  $t$ ,  $t+1$  es:

$$N_{i,a,t+1} = N_{i,a-1,t} e^{(-M_{i,a-1} - F_{i,a-1})}, \quad a = 2, \dots, A_i - 1 \quad (2.10)$$

$$N_{i,A_i,t+1} = N_{i,A_i-1,t} e^{(-M_{i,A_i-1} - F_{i,A_i-1})} + N_{i,A_i,t} e^{(-M_{i,A_i-1} - F_{i,A_i-1})} \quad (2.11)$$

Donde  $N_{i,a,t}$  es la abundancia al comienzo de cada año  $t$  de cada grupo de edad  $a$  de cada especie  $i$ ,  $M_{i,a}$  y  $F_{i,a}$  son los vectores de la mortalidad natural y mortalidad por pesca respectivamente, para cada grupo de edad y especie.

La mortalidad por pesca de cada edad  $a$  para cada especie principal  $i$  se trata de la suma de la mortalidad por pesca de cada arte de pesca  $g$  que se define como:

$$F_{i,a,t,g} = S_{i,a,g} \cdot E_{t,g} \cdot q_{i,a,t,g} \quad (2.12)$$

donde  $S_{i,a,g}$  se trata del factor de selectividad para la interacción entre las especies y el arte de pesca,  $E_{t,g}$  se trata del esfuerzo aplicado por cada arte  $g$ , y  $q_{i,a,t,g}$  es la capturabilidad de cada arte  $g$ , edad  $a$ , y especie  $i$ ; ( $S$ ) y ( $q$ ) están relacionados con la edad ( $a$ ), tiempo ( $t$ ) y arte de pesca ( $g$ ).

La mortalidad por pesca total correspondiente a cada edad  $a$  de cada especie es:

$$F_{i,a,t} = \sum_g^G F_{i,a,t,g} \quad (2.13)$$

Y la mortalidad total se trata de la suma de la mortalidad por pesca  $F_{i,a,t}$  y la mortalidad natural,  $M_{i,a}$  asumiendo que son constantes en el tiempo:

$$Z_{i,a,t} = F_{i,a,t,g} + M_{i,a} \quad (2.14)$$

El modelo de crecimiento para cada especie principal se define con el modelo de ‘von Bertalanffy’ como:

$$l_{i,a} = L_{\infty}(1 - \exp(-k(a - t_0))) \quad (2.15)$$

donde para cada edad  $a$  de los individuos se estima una talla  $l_a$  acorde al parámetro de talla asintótica  $L_\infty$ , una edad a talla 0 ( $t_0$ ), y una tasa de crecimiento ( $k$ ). La relación talla-peso por edad  $a$  se define en función a:

$$w_{i,a} = \alpha \cdot (l_{i,a})^\beta \quad (2.16)$$

donde se relaciona la talla  $l_a$  de cada individuo  $i$  a una determinada edad  $a$ , con un peso determinado  $w_a$ , en relación a dos parámetros ( $\alpha, \beta$ ). Una vez definido el modelo de 'von Bertalanffy' se calculará la biomasa reproductora (SSB) y las capturas (C).

Una vez obtenidos los pesos medios por edad de cada especie, la biomasa media por edad se calcula en función de:

$$\bar{B}_{i,a} = \bar{N}_{i,a} \cdot w_{i,a} \quad (2.17)$$

La biomasa media total de la población de cada especie con una edad máxima  $m$  se define como:

$$\bar{B}_i = \sum_{a=1}^m \bar{B}_a \quad (2.18)$$

Las capturas por edad  $a$  son calculadas en unidades de masa para cada arte de pesca  $g$ , tiempo  $t$  y por cada especie  $i$ :

$$C_{i,a,t,g} = F_{i,a,t,g} \cdot \bar{B}_{i,a,t} \quad (2.19)$$

La captura total por cada edad, arte y ambos de cada especie, son respectivamente:

$$C_{a,t} = \sum_{g=1}^G C_{i,a,t,g}; C_{t,g} = \sum_{a=1}^m C_{i,a,t,g}; C_t = \sum_{a=1}^m \sum_{g=1}^G C_{i,a,t,g} \quad (2.20)$$

Para llevar a cabo las simulaciones del modelo, se requiere un modelo de reclutamiento para cada tiempo  $t$  ( $N_{0,t}$ ). Excepto en el reclutamiento constante, el número de reclutas depende de la biomasa reproductora (SSB) y se calcula en función a la proporción de peces maduros por edad  $I_a$  de la biomasa media de cada especie:

$$SSB_t = \sum_{a=1}^m SSB_{i,a,t} = \sum_{a=1}^m I_{i,a} \cdot \bar{B}_{i,a,t} \quad (2.21)$$

Se pueden aplicar dos modelos de reclutamiento en función a la biomasa reproductora (SSB): el modelo de Ricker, y el modelo de Beverton y Holt, y, por otra parte, aplicar un reclutamiento constante; debido a la falta de largas series temporales de reclutamiento en el Mediterráneo (entre 10-20 años), hay una alta incertidumbre y limitaciones en los modelos de reclutamiento (Myers, 2002); en el caso de este estudio, se ha aplicado un reclutamiento constante (ecuación 2.13) en base a la media de la abundancia del reclutamiento de los últimos 3 años de cada especie  $i$  según los informes de evaluación del 'stock assessment' (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013). El modelo de reclutamiento

constante se ha empleado en otros estudios del Mediterráneo como en Merino et. al (2007):

$$N_{i,0,t+1}=N_{i,0,t} \quad (2.22)$$

El coeficiente de capturabilidad calculado en el año 0 en función del esfuerzo inicial y mortalidad por pesca depende de la función del tiempo  $t$ , edad  $a$ , flota  $f$  por la ecuación 2.14. El parámetro  $\tau$  se trata del incremento anual de la capturabilidad, y se ha definido como  $\tau=0$ , por tanto, la capturabilidad no incrementa y se mantiene constante en el tiempo, con el fin de estudiar los efectos de distintas medidas de gestión sin afectar ningún factor externo.

$$q_{a,t,f}=Q_{0,a,f} \cdot (1 + \tau)^t \quad (2.23)$$

El modelo es multiespecífico, admitiendo dos clases de especies como se ha comentado anteriormente, por una parte, las especies principales, y, por otra parte, las especies secundarias que se asume una relación empírica con las especies principales. El modelo no incorpora interacciones ecológicas o relaciones entre especies como puede ser la depredación o competencia. Las especies principales están definidas por la dinámica bien conocida que permite realizar las simulaciones con las ecuaciones anteriores; mientras que las especies secundarias están relacionadas desde el punto de vista económico (asociadas o acompañando a las especies principales) pero su dinámica es desconocida. Las capturas de especies secundarias ( $Y$ ) son expresadas como un modelo con relación empírica con las capturas de las especies principales ( $C$ ):

$$Y = \mu + v \cdot C \quad (2.24)$$

Donde  $\mu$  y  $v$  son parámetros estimados por una regresión lineal entre los datos de capturas de especies principales ( $C$ ) y los datos de especies secundarias asociados a los datos de capturas de especies principales ( $Y$ ). Cuando  $v > 0$  las capturas obtenidas por las especies secundarias incrementan con las capturas de las especies principales, cuando  $v < 0$  las secundarias disminuyen al aumentar las principales, y cuando  $v = 0$  las especies secundarias son independientes de las especies principales;  $\mu$  es un parámetro de producción de especies secundarias cuando la principal es 0 (por ejemplo, porque la flota tiene por objetivo otras especies principales distintas de las que se están modelizando).

### 3.1.5.2. Market box

El submodelo de mercado ‘market box’ se trata del proceso de formación de los precios, describe la conversión de la unidad de capturas de cada unidad de flota en ingresos. Los ingresos totales de una flota pesquera se calculan de acuerdo con ( $TR_f$ ), relacionándose con la venta de las capturas de las especies principales con precio ( $p$ ) y el precio de las especies secundarias ( $ps$ ):

$$TR_f = p \cdot C + Y \cdot ps \quad (2.25)$$

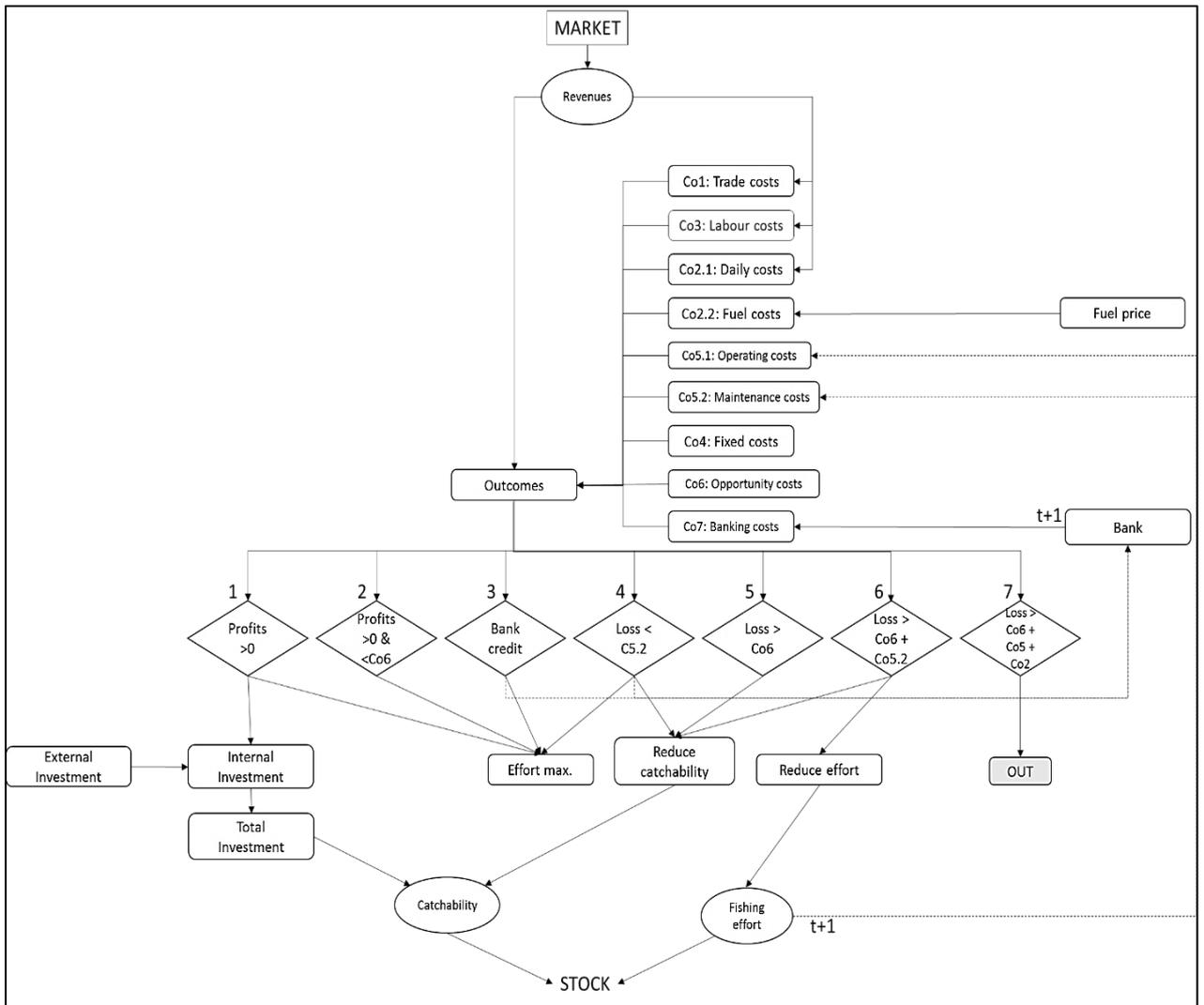
Se asume que en el periodo de estudio no hay un cambio significativo en las exportaciones que afecte los precios de mercado como en Leonart et al. (2003) para la

zona norte de la GSA 06, asimismo, las especies mantienen los precios con series temporales de más de 10 años con fluctuaciones no muy altas; los precios de las especies principales y secundarias se mantendrán constantes en el modelo con el paso del tiempo. Se asume que la variación de los precios en el modelo no se modificará con mayor peso y talla de forma cuantitativa, pero se analizará de forma cualitativa una vez obtenidos los resultados.

### **3.1.5.3.Fishermen box**

El submodelo donde se definen las decisiones económicas que cada flota pesquera asumiría como agente económico independiente o comportamiento del pescador es el ‘fishermen box’. Una vez obtenidos los beneficios totales tras deducir todos los costes, el modelo convierte estos en: esfuerzo pesquero ( $E_g$ ), aplicado por cada cada flota pesquera en la simulación del tiempo, medido en los días a la mar por cada flota pesquera (suma de todos los días por cada barco en cada segmento de flota); capturabilidad de cada flota pesquera ( $q_{ag}$ ), que se asume constante en el tiempo; y finalmente por el factor de selectividad. En la fig. 2.3 se observan las relaciones entre las diferentes variables del modelo ‘fishermen box’. El submodelo ‘fishermen box’ tiene las siguientes asunciones básicas:

- Los pescadores asumen que la producción depende del esfuerzo y la capturabilidad aplicada.
- Los beneficios obtenidos al final de cada período son utilizados para cubrir los gastos en el siguiente período. Inversión como función para obtener beneficios.
- Existe un límite legal de días máximos de pesca en la mar, número de barcos, así como su potencia, que están regulados por la administración (Orden AAA/2808/2012b).
- Los pescadores intentan maximizar el número de días de pesca en la mar, y si la administración no realiza una efectiva regulación mediante medidas de control del esfuerzo pesquero, los pescadores pescarían el máximo de tiempo técnicamente posible (ej. se pescaría los sábados y domingos, o días festivos) (Lleonart et. al, 2003).



**Fig. 2.3.** Estructura de costes y análisis de decisión de la caja 'fishermen box'.

El balance entre ingresos y costes determinará las decisiones de los pescadores. Los costes adoptados en el modelo MEFISTO son analizados mediante la metodología utilizada en los informes del 'Annual Economic Report of European Union Fisheries' (STECF, 2015b). Asimismo, se utilizaron las fuentes de STECF (2016) para parametrizar: los costes diarios (C2) con los datos de consumo de fuel al día complementado con entrevistas del proyecto MINOUW; los costes laborales (C3) con los costes de sueldos y salarios; y los costes fijos (C4 y C5) con información de los costes anuales de las flotas pesqueras complementado con entrevistas del proyecto MINOUW. Los costes a largo plazo se parametrizaron con los datos de STECF (2015b) parametrizando los costes de oportunidad (C6) y costes financieros (C7). Los costes de los pescadores se reúnen en 7 grupos (Tabla 2.1):

**Tabla 2.1.** Costes a corto plazo y largo plazo de ‘fishermen box’ del modelo MEFISTO.

Costes a corto plazo	Costes variables	Costes comerciales	C1	Función de la captura
		Costes diarios	C2	Función del esfuerzo
		Costes laborales	C3	Función del esfuerzo y la captura
	Costes fijos	Costes obligatorios	C4	Constante
		Costes de mantenimiento	C5	Función de los beneficios
Costes a largo plazo		Costes de oportunidad	C6	Función del capital
		Costes financieros	C7	Precio del dinero Tasas de interés

- **Costes comerciales ‘trade costs’ (C1).** Se consideran en el modelo todos los gastos posibles como un porcentaje del total de los ingresos por cada flota pesquera ( $TR_v$ ). Se incluyen todos los impuestos de comercialización, impuestos locales, impuestos de cofradía, impuesta de venta, etc; y estos son expresados como un porcentaje del total de los ingresos ( $c1_f$ ) y que corresponde como un gasto a nivel de flota y que es por igual para todas las flotas pesqueras.

$$C1_f = c1_f \cdot TR_f \quad (2.26)$$

- **Costes diarios ‘Daily costs’ (C2).** Se tratan de los costes derivados de la actividad diaria de pesca como el fuel, reparaciones del arte de pesca, gastos de comida, etc., sin incluir los gastos laborales; los costes son proporcionales con la unidad de esfuerzo ( $c2_f$ ) de cada flota pesquera, es decir, con el número de días y horas de pesca por cada unidad de flota.

$$C2_f = c2_f \cdot E_f \quad (2.27)$$

Cuando la RT inicial es reducida por los gastos de  $C1$  y  $C2$ , queda la parte conocida como ‘monte menor’ ( $MM$ ):

$$MM = TR_f - C1_f - C2_f \quad (2.28)$$

$MM$  se divide en dos partes, una es para el patrón, y otra para la tripulación (incluyendo el patrón, cuando el propietario es un trabajador). La parte de la tripulación es un porcentaje que puede variar entre flotas, pero promedia alrededor del 50% ( $c3_f$ ).

- **Costes laborales ‘labour costs’ (C3).** Se tratan de los costes que pertenecen a los sueldos de la tripulación ( $C3_f$ ) en función del  $MM$ ; este estudio es a nivel de flota, por tanto, el porcentaje obtenido del  $MM$  corresponderá directamente al porcentaje de la parte para la tripulación, no es necesario la media entre todos los barcos de una flota.

$$C3_f = TR_f - C1_f - C2_f \quad (2.29)$$

- **Costes obligatorios ‘compulsory costs’ (C4).** Corresponde a los gastos portuarios, gastos de licencia, seguros, etc., para que la actividad pesquera se trate de una actividad legal, se asume que es constante y relacionado con cada flota.
- **Gastos de mantenimiento ‘maintenance costs’ (C5).** Se tratan de costes flexibles, que son para el mantenimiento de las flotas pesqueras para que puedan realizar un rendimiento máximo de la actividad pesquera. Se pueden dividir en dos costes, por una parte, los costes indispensables para el mantenimiento de la actividad, y, por otra parte, los costes que son evitables, pero pueden condicionar la capturabilidad de la flota (ej. pintura del barco, mantenimiento del equipo electrónico y motor, etc.).
- **Coste de oportunidad ‘opportunity costs’ (C6).** Es el coste del capital propio invertido en la actividad pesquera. Es una función que relaciona el capital propio ( $I_f$ ) y la tasa de la deuda pública ( $c6_f$ ), y que determina cual es la rentabilidad alternativa de invertir el capital en otra actividad en términos fijos. Indica la pérdida de beneficios para el pescador por la inversión en la actividad pesquera. Es un valor fijo para cada país.

$$C6_f = c6_f \cdot I_f \quad (2.30)$$

- **Coste financiero ‘financial costs’ (C7).** Se tratan de los intereses y de la rentabilidad del capital de los préstamos bancarios. Si los beneficios son negativos, aparecen las deudas y para hacer frente a cualquier otra inversión se necesitan los préstamos bancarios. Se relaciona la tasa de interés ( $c7_f$ ) y la deuda individual ( $D_f$ ). La tasa de interés viene dada por cada país.

$$C7_f = c7_f \cdot D_f \quad (2.31)$$

donde  $D_f$  tiene un límite máximo (deuda máxima aceptada por los bancos) dependiendo del capital invertido, por lo que los bancos no están dispuestos a prestar más de  $d_m \cdot K_f$ , donde  $d_m$  es el porcentaje máximo autorizado por el banco, y  $K_f$  es el capital invertido.

### **3.1.5.4. Fishermen's decisions**

Una vez pasado el primer período de simulación, los pescadores tienen cuatro posibles resultados de actuación. El modelo simula las prioridades de los pescadores en respuesta a los resultados.

#### **3.1.5.4.1. Beneficios positivos**

Los beneficios en el modelo pueden ser reinvertidos en la mejora de esfuerzo acorde al máximo legal de esfuerzo permitido. Existe una limitación del esfuerzo en función a cuanto mejora la capturabilidad con la inversión en esfuerzo tras obtener beneficios positivos. La inversión está definida por una parte la inversión obtenida por los beneficios ( $I_f$ ), y, por otra parte, por los subsidios económicos recibidos por las instituciones ( $I_e$ ), sin aplicar en el modelo el capital externo como factor a la inversión total. Por tanto, la inversión total se define como:

$$I = I_f + I_e \quad (2.32)$$

En el Mediterráneo la mejora de esfuerzo se encuentra limitada al máximo (ej. en el número de barcos o horas de pesca diarias), pero la inversión afecta a la mejora de la capturabilidad como puede ser la mejora de los artes de pesca, mejora de la tecnología, etc., que permiten una inversión en la mejora de la capturabilidad con el paso del tiempo (Lleonart et. al, 2003).

#### **3.1.5.4.2. Beneficios negativos, banco concede préstamos bancarios**

Los pescadores mantendrán el mismo nivel de esfuerzo debido a los préstamos bancarios concedidos por los bancos, pero en el siguiente año se añadirán nuevos costes, en este caso los costes financieros ( $C7$ ). Las prestaciones se van acumulando hasta que se alcanzan los límites bancarios, definido por el capital del barco, y límite de porcentaje máximo de capital definido por cada banco ( $d_m$ ). Cuando el límite es excedido, desaparece la posibilidad de obtener nuevos préstamos, y se estudia la tercera posibilidad.

#### **3.1.5.4.3. Beneficios negativos y sin préstamo bancario, pero se pueden asumir los costes inevitables**

Si el pescador no puede cubrir los gastos ni percibir más préstamos bancarios para mantener la máxima capturabilidad y esfuerzo aplicado en la actividad pesquera, tendrá que reducir otros costes. Los pescadores reducirán a corto plazo los costes evitables ( $C_a$ ) de los costes de mantenimiento ( $C5$ ), por tanto, se producirá una reducción del capital, pero se mantendrá el esfuerzo. Si los costes de mantenimiento no se cubren con el paso del tiempo, no se mantendrá la flota pesquera en buenas condiciones y consecuentemente se perderá valor del capital de la flota y una reducción de la capturabilidad; pero el pescador intentará mantener el máximo número de días, y si las pérdidas son mayores a los costes de mantenimiento se verá forzado a reducir otros costes, los costes diarios variables ( $C2$ ), por tanto el consumo de fuel se verá reducido para reducir los gastos diarios, y consecuentemente el esfuerzo pesquero.

#### **3.1.5.4.4. Beneficios negativos, sin préstamo bancario, pero no se pueden cumplir con los costes inevitables**

Si las pérdidas son superiores a los costes evitables ( $C_a + C_2$ ), y no puede hacer frente a los gastos inevitables, las flotas pesqueras cesan la actividad pesquera. Finalmente, desaparece tanto el esfuerzo pesquero como la capturabilidad, y la flota pesquera desaparecerá de la pesquería, o en este caso, del modelo bioeconómico. El amarre de una flota pesquera reducirá la mortalidad por pesca, que beneficiará a las otras flotas pesqueras que interactúen en la misma pesquería y consecuentemente mejorarán sus beneficios.

#### **3.1.6. Escenarios de gestión del modelo bioeconómico de la GSA 06**

Los escenarios de gestión que se han propuesto consisten en mejoras de artes más selectivos en la flota de arrastre sobre las especies de merluza (*M. merluccius*) y salmonete de fango (*M. barbatus*), tratándose de las primeras especies que entraron en regulación para el desembarque obligatorio en puerto de los descartes (individuos por debajo de la talla mínima, 20 cm en merluza, y 11 cm en salmonete de fango) a partir del 1 de enero del 2017 en base al artículo 15 de la nueva reforma de la Política Pesquera Común (CFP) por la Comunidad Europea ‘EU 1380/2013’ (EU, 2013) sobre desembarque de los descartes, con el objetivo de reducir la mortalidad por pesca para acercarse a la mortalidad por pesca sostenible  $F_{msy}$ , propuesta por el STECF y GFCM, debido al estado de sobreexplotación de las especies objetivo del Mediterráneo, específicamente en este estudio del área GSA 06 de las divisiones de la GFCM (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013). Por otra parte, la ‘Landing Obligation’ tiene como objetivo la reducción de descartes en las pesquerías de la Unión Europea mediante la mejora de artes más selectivos entre otros incentivos, y se va a testar mediante el modelo bioeconómico la reducción de descartes mediante las mejoras de selectividad de la flota de arrastre testadas previamente respecto a otras variables (capturas, SSB, beneficios netos, etc.), y testando los efectos económicos del desembarque de estos descartes a puerto de *M. merluccius* y *M. barbatus*.

Se realizaron un total de 8 escenarios de simulación desde el año 2015 hasta el año 2035, realizando una proyección a corto y medio plazo de 20 años, comenzando las simulaciones en el año 2020 (tiempo = 5), garantizando la viabilidad del modelo mediante condiciones estocásticas (1000 simulaciones), y testando las variables en cada interacción representando la media de los indicadores (SSB, capturas,  $F_{bar}$ , etc.) e intervalos de confianza al 95% de las variables. Los escenarios de gestión testados con el modelo bioeconómico fueron:

- **Escenario 0.** Se trata del escenario control, sin introducir ninguna medida de gestión. Se estableció que la capturabilidad y esfuerzo fueran constantes con el paso del tiempo, para analizar las medidas de los distintos escenarios de gestión en base al escenario control sin verse afectado por otros factores. A nivel teórico, no se pueden comercializar individuos por debajo de la talla mínima, pero en términos de comercialización puede existir un mercado de venta ilegal

de especies por debajo de la talla mínima, sobre todo en el caso de *M. merluccius* (Coll et al., 2015).

- **Escenario 1.** En el año 2020 de la simulación se realizó un cambio de malla en la flota de arrastre (OTB) de las actuales mallas legales permitidas en el caladero del Mediterráneo (EC 1967/2006: EC, 2006) la malla cuadrada de 40 mm (SM40) o la malla romboidal de 50 mm (DM50); se realizó un cambio por la malla T90, utilizando los resultados del estudio de la selectividad de la malla T90 para las especies *M. merluccius* y *M. barbatus* en el ‘Capítulo I’ como datos input, para testar en el modelo bioeconómico los efectos de la mejora de selectividad de la malla T90 como se ha observado en el ‘Capítulo I’ y otros estudios como en Tokaç et al. (2014) o Dereli y Aydın (2016).
- **Escenario 2.** En el año 2020 se realizó un cambio de malla de las mallas actuales (EC 1967/2006: EC, 2006) comentadas previamente en el *escenario 1*, y se incrementó la malla romboidal de los 50 mm a los 56 mm (DM56), testada en el Mediterráneo en Sala y Lucchetti (2011), resultando una mejora de la selectividad respecto a las mallas actuales para las especies de *M. merluccius* y *M. barbatus*.
- **Escenario 3.** En el año 2020 se aplicó la nueva ley de política de desembarque de los descartes para todas las especies principales sin incluir ninguna medida de gestión. Se mantuvo la situación actual y funcionando como escenario control de descartes, de modo que se mantuvo el esfuerzo y capturabilidad constantes con el paso del tiempo. Se procedió por tanto a aplicar que todas las especies que estuvieran por debajo de la talla mínima legal de desembarco se descartaban (merluza 20 cm LT; salmonete 11 cm; rape<sup>2</sup> 30 cm; bacaladilla<sup>2</sup> 15 cm; cigala y gamba blanca 2 cm LC, y gamba roja no está establecida, EC 1967/2006: EC, 2006).
- **Escenario 4 y 5.** En el año 2020 se aplicó la ley de desembarque de los descartes para las especies de *M. merluccius* y *M. barbatus* aplicando la selectividad de la malla T90. Asimismo, los descartes se valoraron económicamente, por una parte, en el *escenario 4* como un coste a los pescadores de -0.50 €/kg para hacerse cargo de la retirada de estos (Sartor et al., 2016); y, por otra parte, en el *escenario 5* se valoraron los descartes como un beneficio de la venta de estos a la industria transformadora de aceites o harinas de pescado por un valor de 0.20 €/kg (Sartor et al., 2016).
- **Escenario 6 y 7.** En el año 2020 se aplicó la ley de desembarque obligatorio de los descartes para las especies de *M. merluccius* y *M. barbatus* aplicando la selectividad de la malla DM56; y como se ha comentado previamente en los

---

<sup>2</sup> talla mínima en Cataluña solamente.

escenarios anteriores, en el *escenario 6* se valoraron económicamente los descartes como un coste de -0.50 €/kg, y finalmente, en el *escenario 7* como un valor de 0.20 €/kg por la venta de estos.

Por una parte, se compararon los escenarios de gestión introduciendo las dos mallas de estudio (T90 y DM56) para la mejora de la selectividad (*escenario 0, 1 y 2*), comparando las distintas variables biológicas y económicas; y, por otra parte, se estudió la viabilidad económica de los descartes con las dos mallas de estudio descritas anteriormente, y comparando la reducción de descartes aplicándolas (*escenario 4,5,6, y 7*).

### 3.1.7. Aplicación del modelo bioeconómico a las pesquerías del Mediterráneo Occidental, caso específico de la ‘GSA 06’

#### 3.1.7.1. Ecuaciones y parámetros biológicos

En este estudio se han considerado dos tipos de especies: las especies principales, las cuales se han modelado completamente los parámetros de crecimiento de ‘von Bertalanffy’, los parámetros de relación talla-peso (tabla 2.2), los datos de la estructura de población, madurez, mortalidad natural y reclutamiento, en base a las ecuaciones descritas en el capítulo de ‘*Stock box*’ de las especies: merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus barbatus*), rape negro (*Lophius piscatorius*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), cigala (*Nephrops norvegicus*), gamba roja (*Aristeus antennatus*), y gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), recopilándose los datos de (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013); y las especies secundarias, cuya dinámica de población no es conocida, y su representación en capturas o valor comercial no es tan representativa como las especies principales, pero están relacionadas empíricamente con las capturas de las especies principales, obteniéndose los datos de captura y venta comercial de fuentes de la Generalitat de Cataluña.

**Tabla 2.2.** Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (Linf, K, t0) y parámetros de la relación talla-peso (a y b) de las especies principales del modelo bioeconómico MEFISTO de la GSA 06.

a	b	Linf	K	t0	Ncohort	stockname
0.0068	3.04	110.0	0.178	0	6	<i>M. merluccius</i>
0.0232	2.85	102.0	0.150	-0.05	9	<i>L. piscatorius</i>
0.0031	2.49	45.0	0.390	0	7	<i>P. longirostris</i>
0.0062	3.16	29.0	0.6	-0.1	5	<i>M. barbatus</i>
0.0020	2.51	77.0	0.380	-0.065	6	<i>A. antennatus</i>
0.0010	3.08	74.1	0.170	0	7	<i>N. norvegicus</i>
0.0040	3.15	45.3	0.35	0	6	<i>M. poutassou</i>

La tabla 2.3 muestra los datos de la estructura de la población (N.º ind.), los parámetros de madurez (Mat) y los parámetros de mortalidad natural (M) por edad en cada especie. El reclutamiento se asumió constante, y se realizó con la media de los últimos 3 años cuando no fue estimado por el STECF para el año 2015, año del comienzo de la simulación del modelo MEFISTO, y se utilizó el reclutamiento para el año 2015 en las especies que estaba estimado el reclutamiento en STECF. Asimismo, el número de individuos para las especies de *M. poutassou*, *P. longirostris* y *L. piscatorius* se calcularon mediante un ajuste de dinámica de poblaciones con los datos de 2013 para *L. piscatorius* y *M. poutassou* (STECF, 2015a; 2014) y del 2012 para *P. longirostris* (STECF, 2013) mediante la fórmula de  $Nt = N0 \cdot e^{-Z \cdot t}$ .

**Tabla 2.3.** Datos del número de individuos, madurez (Mat) y mortalidad natural (M) por edad de cada especie.

stockname	age	number	mat	M
<b><i>M. merluccius</i></b>	0	102766667	0.00	1.24
<i>M. merluccius</i>	1	26775333	0.15	0.58
<i>M. merluccius</i>	2	2792000	0.82	0.45
<i>M. merluccius</i>	3	226333	0.98	0.40
<i>M. merluccius</i>	4	34333	1.00	0.37
<i>M. merluccius</i>	5	5667	1.00	0.35
<b><i>L. piscatorius</i></b>	0	12072567	0.09	1.08
<i>L. piscatorius</i>	1	4430200	0.14	0.48
<i>L. piscatorius</i>	2	2489667	0.21	0.37
<i>L. piscatorius</i>	3	304033	0.30	0.32
<i>L. piscatorius</i>	4	56460	0.41	0.29
<i>L. piscatorius</i>	5	28892	0.54	0.27
<i>L. piscatorius</i>	6	11923	0.66	0.26
<i>L. piscatorius</i>	7	603	0.91	0.25
<i>L. piscatorius</i>	8	2295	1.00	0.24
<b><i>P. longirostris</i></b>	0	110226667	0.00	1.25
<i>P. longirostris</i>	1	27784000	0.13	0.82
<i>P. longirostris</i>	2	11712000	0.50	0.39
<i>P. longirostris</i>	3	2867000	0.79	0.28
<i>P. longirostris</i>	4	410667	0.90	0.24
<i>P. longirostris</i>	5	45333	0.97	0.22
<i>P. longirostris</i>	6	8667	1.00	0.21
<b><i>M. barbatus</i></b>	0	93000000	0.46	0.99
<i>M. barbatus</i>	1	29100000	0.76	0.46
<i>M. barbatus</i>	2	2050000	0.88	0.30
<i>M. barbatus</i>	3	103000	0.93	0.24
<i>M. barbatus</i>	4	49700	1.00	0.21

<b>stockname</b>	<b>age</b>	<b>number</b>	<b>mat</b>	<b>M</b>
<b><i>A. antennatus</i></b>	0	279420333	0.08	1.25
<i>A. antennatus</i>	1	72120032	0.77	0.58
<i>A. antennatus</i>	2	15797603	1.00	0.44
<i>A. antennatus</i>	3	2291130	1.00	0.39
<i>A. antennatus</i>	4	608679	1.00	0.35
<i>A. antennatus</i>	5	200356	1.00	0.31
<b><i>N. norvegicus</i></b>	1	63714245	0.05	0.47
<i>N. norvegicus</i>	2	37559532	0.14	0.37
<i>N. norvegicus</i>	3	19700467	0.32	0.29
<i>N. norvegicus</i>	4	6911025	0.58	0.26
<i>N. norvegicus</i>	5	2539541	0.80	0.24
<i>N. norvegicus</i>	6	1207395	0.92	0.23
<i>N. norvegicus</i>	7	627868	0.97	0.22
<i>N. norvegicus</i>	8	323253.1187	0.99	0.21
<i>N. norvegicus</i>	9	196334.0217	1.00	0.21
<b><i>M. poutassou</i></b>	0	114865000	0.00	1.18
<i>M. poutassou</i>	1	35009000	0.01	0.53
<i>M. poutassou</i>	2	3843000	0.61	0.39
<i>M. poutassou</i>	3	200000	1.00	0.34
<i>M. poutassou</i>	4	15000	1.00	0.31
<i>M. poutassou</i>	5	2000	1.00	0.29

La tabla 2.4 muestra los valores de mortalidad por pesca (F) por edad, obtenidos de dividir de forma proporcional la mortalidad por pesca (F) por edad de cada especie entre las distintas flotas pesqueras, en base a las capturas de cada flota y en base a la proporción de capturas por edad por cada arte de pesca (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013); además, los datos fueron complementados con datos del proyecto “CONFLICT” para identificar la mortalidad por pesca proporcional de cada arte de pesca por edad, de modo que se identificó que la flota de LLS no captura individuos de menos de 3 años de edad, la flota GNS no captura individuos de edad 1 y no captura individuos de más de 3 años de edad, y la flota de arrastre (OTB) captura individuos de todas las edad debido a su alta distribución desde la plataforma continental hasta el piso batial. La parametrización de los parámetros de selectividad de las flotas de arrastre procedió del ‘Caso de estudio I: Análisis de la selectividad de las pesquerías de arrastre del mar Mediterráneo noroccidental’ como datos input en el modelo; asimismo, la parametrización de los parámetros de descarte se obtuvo de desembarcar todos los individuos que estuvieran por debajo de la talla mínima legal (EC 1967/2006: EC, 2006).

**Tabla 2.4.** Mortalidades por pesca (F) por edad y por especie de cada flota pesquera de la GSA 06 en la simulación del modelo MEFISTO.

<b>stockname</b>	<b>age</b>	<b>OTB VL0612 (F1)</b>	<b>OTB VL1218 (F2)</b>	<b>OTB VL1824 (F3)</b>	<b>OTB VL2440 (F4)</b>	<b>LLS VL0612 (F5)</b>	<b>LLS VL1218 (F6)</b>	<b>GNS VL0006 (F7)</b>	<b>GNS VL0612 (F8)</b>	<b>GNS VL1218 (F9)</b>
<b><i>M. merluccius</i></b>	0	0.000	0.006	0.045	0.068	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. merluccius</i>	1	0.003	0.058	0.468	0.696	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001
<i>M. merluccius</i>	2	0.003	0.073	0.588	0.876	0.013	0.019	0.000	0.019	0.013
<i>M. merluccius</i>	3	0.002	0.055	0.443	0.660	0.037	0.052	0.000	0.052	0.037
<i>M. merluccius</i>	4	0.000	0.011	0.090	0.134	0.020	0.027	0.000	0.000	0.000
<i>M. merluccius</i>	5	0.000	0.009	0.072	0.107	0.039	0.055	0.000	0.000	0.000
<b><i>L. piscatorius</i></b>	0	0.002	0.002	0.001	0.003	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
<i>L. piscatorius</i>	1	0.064	0.090	0.052	0.129	0.005	0.000	0.000	0.040	0.000
<i>L. piscatorius</i>	2	0.274	0.387	0.224	0.552	0.020	0.001	0.001	0.171	0.000
<i>L. piscatorius</i>	3	0.226	0.318	0.184	0.454	0.017	0.001	0.001	0.140	0.000
<i>L. piscatorius</i>	4	0.049	0.069	0.040	0.098	0.004	0.000	0.000	0.030	0.000
<i>L. piscatorius</i>	5	0.222	0.314	0.181	0.447	0.016	0.001	0.001	0.138	0.000
<i>L. piscatorius</i>	6	1.186	1.675	0.967	2.389	0.087	0.003	0.005	0.739	0.000
<i>L. piscatorius</i>	7	0.495	0.699	0.403	0.996	0.036	0.001	0.002	0.308	0.000
<i>L. piscatorius</i>	8	0.495	0.699	0.403	0.996	0.036	0.001	0.002	0.308	0.000
<b><i>P. longirostris</i></b>	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>P. longirostris</i>	1	0.002	0.018	0.047	0.042	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>P. longirostris</i>	2	0.018	0.154	0.402	0.358	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>P. longirostris</i>	3	0.030	0.252	0.656	0.585	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>P. longirostris</i>	4	0.039	0.332	0.865	0.771	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>P. longirostris</i>	5	0.029	0.247	0.644	0.574	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>P. longirostris</i>	6	0.029	0.247	0.644	0.574	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b><i>M. barbatus</i></b>	0	0.003	0.026	0.045	0.043	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. barbatus</i>	1	0.062	0.463	0.815	0.784	0.000	0.000	0.001	0.076	0.018
<i>M. barbatus</i>	2	0.056	0.417	0.735	0.707	0.000	0.000	0.003	0.132	0.032
<i>M. barbatus</i>	3	0.049	0.363	0.639	0.615	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. barbatus</i>	4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b><i>A. antennatus</i></b>	0	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>A. antennatus</i>	1	0.001	0.009	0.209	0.389	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>A. antennatus</i>	2	0.000	0.004	0.094	0.176	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>A. antennatus</i>	3	0.001	0.011	0.237	0.440	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>A. antennatus</i>	4	0.000	0.004	0.092	0.170	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>A. antennatus</i>	5	0.000	0.004	0.092	0.170	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

stockname	age	OTB	OTB	OTB	OTB	LLS	LLS	GNS	GNS	GNS
		VL0612 (F1)	VL1218 (F2)	VL1824 (F3)	VL2440 (F4)	VL0612 (F5)	VL1218 (F6)	VL0006 (F7)	VL0612 (F8)	VL1218 (F9)
<i>N. norvegicus</i>	1	0.000	0.001	0.005	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	2	0.002	0.027	0.157	0.130	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	3	0.005	0.067	0.387	0.321	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	4	0.004	0.063	0.364	0.302	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	5	0.004	0.055	0.321	0.267	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	6	0.003	0.041	0.238	0.198	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	7	0.003	0.037	0.217	0.181	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	8	0.002	0.030	0.174	0.145	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>N. norvegicus</i>	9	0.004	0.062	0.359	0.298	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. poutassou</i>	0	0.000	0.001	0.008	0.011	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. poutassou</i>	1	0.002	0.032	0.453	0.624	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. poutassou</i>	2	0.004	0.069	0.972	1.337	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. poutassou</i>	3	0.003	0.044	0.614	0.845	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. poutassou</i>	4	0.004	0.057	0.802	1.103	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>M. poutassou</i>	5	0.004	0.057	0.802	1.103	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000

### 3.1.7.2. Ecuaciones y parámetros económicos

La parametrización económica del modelo MEFISTO se presentó por flotas pesqueras divididas, por una parte, por arte de pesca: flota de arrastre (OTB), flota de palangre demersal (LLS), y la agrupación de la flota artesanal con artes de redes de fondo (GNS); y, por otra parte, por segmentos de flota según la eslora, acorde a la toma de datos del ‘Data Collection Framework’ (STECF, 2016): 0 m a 6 m (VL0006), 6 m a 12 m (VL0612), 12 m a 18 m (VL1218), 18 m a 24 m (VL1824), y 24 m a 40 m (VL2440).

La fuente de datos económicos para el modelo bioeconómico de la GSA 06 se obtuvo del STECF (2016), complementado con otras fuentes de información debido a que los datos son dispersos y de calidad variable según el indicador; estos datos obtenidos se presentan para las flotas pesqueras del AREA 37 de la FAO, por lo tanto, los datos se extrapolaron al número de barcos reales de la GSA 06 presentes hasta el 01/01/2015, año 0 del comienzo del modelo, y obtenidos mediante la recopilación de todos los barcos de la flota pesquera presente en la GSA 06 (EC, 2016); se asumió que los segmentos de flota de LLS de VL1824 con un barco, y el segmento de flota de GNS de VL2440 con dos barcos no afectarían al modelo, por tanto, no se incluyeron en la modelización bioeconómica.

Los datos de capital y costes anuales se obtuvieron mediante la extrapolación de los datos de Leonart et. al (2003) de la flota de OTB y LLS en Cataluña (área norte de la GSA 06) al número de barcos presentes en la GSA 06, ya que los datos del STECF (2016) no eran fiables para calibrar el modelo. Se utilizaron los datos de LLS para extrapolar los datos de GNS, debido a ser flotas muy similares en la estructura del capital de los barcos y costes; los datos se contrastaron con entrevistas a pescadores de palangre de fondo (LLS) del puerto de Blanes, y de trasmallo de Sant Carlos de la Rápita (GNS) en base al proyecto “MINOUW” (Maynou, 2016); los datos dubitativos se compararon con los datos para la flota de GNS obtenidos del proyecto “CONFLICT”, y además, se obtuvieron los datos de costes comerciales.

El salario a la parte se utilizaron las cifras constantes para toda la flota pesquera de 50% para el patrón y 50% marineros, excepto en la flota de LLS donde se utilizaron 40% patrón y 60% marineros. El coste y consumo del hielo por flota se obtuvo mediante entrevistas a los pescadores en el puerto de Blanes y Sant Carlos de la Rápita; los datos obtenidos de la flota OTB VL1218 se extrapolaron a la flota de OTB proporcionalmente a las capturas por eslora, e igualmente, los datos obtenidos de GNS VL0612 se extrapolaron a la flota de LLS y a los segmentos de flota de GNS restantes, en base al proyecto “MINOUW” (Maynou, 2016).

Los datos de Tonelaje Bruto ‘Gross Tonnage’ (GT) y potencia declarada de motor de los barcos (HP) proceden de la fuente de (EC, 2016) correspondientes a los datos declarados y registrados de las flotas pesqueras hasta la fecha del 01/01/2015. Los datos de consumo de fuel se obtuvieron de la media del consumo por barco desde el año 2008 al 2014 (STECF, 2016); contrastando los resultados con entrevistas a los pescadores de “MINOUW”, y corrigiendo los valores de años que no correspondían dentro un rango de consumo medio por flota; e igualmente, se realizó para la obtención de los datos de tripulación por barco y número de días de pesca al año por barco. El número de horas al día de pesca se mantuvo constante a toda la flota de 12h al día, aprovechando los pescadores el máximo de horas legales de pesca al día (tabla 2.5).

**Tabla 2.5.** Parámetros económicos de la estructura de costes y estructura técnica de la flota de la GSA 06 de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO.

<i>Estructura costes</i>	<b>OTB VL0612</b>	<b>OTB VL1218</b>	<b>OTB VL1824</b>	<b>OTB VL2440</b>	<b>LLS VL0612</b>	<b>LLS VL1218</b>	<b>GNS VL0006</b>	<b>GNS VL0612</b>	<b>GNS VL1218</b>
<i>Capital €/fl.</i>	884951	18114032	91873712	81764431	2609633	6473019	1696555	36982979	22119611
<i>Costes anuales €/fl.</i>	329976	4360297	12190664	11389600	686014	1293865	3564000	24395000	6084000
<i>Costes comerciales %</i>	19	19	19	19	19	19	19	19	19
<i>Salario a la parte</i>	50	50	50	50	40	40	50	50	50
<i>Gasto hielo €/día barco</i>	7	7	9	9	5	7	5	5	7
<b><i>Estructura técnica</i></b>									
<i>GT/fl.</i>	137.5	2734.9	13852.5	12320.0	157.5	397.7	102.9	2253.8	1371.1
<i>HP/fl.</i>	546.7	8238.8	46238.2	40069.3	1689.6	2914.6	1001.1	23112.8	8233.4
<i>Tripulación/fl.</i>	32.8	385.9	964.3	588.8	96.7	108.7	142.7	1313.9	352.4
<i>Consumo fuel día en L/fl.</i>	2488	39360	148830	130489	3727	5012	2368	36718	11140
<i>N.º de horas de pesca día/barco</i>	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0
<i>N.º días pesca al año/barco</i>	170	190	215	220	170	180	160	170	180
<i>N.º barcos</i>	16.0	113.0	232.0	124.0	35.0	28.0	107.0	606.0	118.0

Se utilizaron la series temporales de datos de precios en lonja de Cataluña de la fuente de datos de la Generalitat para obtener los precios de la GSA 06 de las especies principales, y las especies secundarias agrupadas (tabla 2.6), asociadas a cada flota pesquera en función de su especie objetivo; determinándose como especie objetivo de cada flota pesquera la especie principal con mayor importancia en el volumen de capturas y valor económico en cada flota: la flota OTB (VL0612; VL1218; VL1824; VL2440) como especie objetivo a *M. merluccius*; flota LLS (VL0612 y VL1218) a *M. merluccius*; y la flota de GNS de VL0006 a *M. barbatus*, y GNS VL0612 y GNS VL1218 a *M. merluccius*; por otra parte, los parámetros de  $v$  y  $\mu$  se calcularon de la relación empírica (ecuación 15) entre el volumen de capturas de especies principales y las capturas de especies secundarias, se estimaron los parámetros de la pendiente de la regresión lineal entre las capturas de especies principales y especies secundarias desde el 2008-2014.

**Tabla 2.6.** Parámetros económicos de los datos de mercado de la flota de la GSA 06 de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO.

<i>Mercado</i>	<b>OTB VL0612</b>	<b>OTB VL1218</b>	<b>OTB VL1824</b>	<b>OTB VL2440</b>	<b>LLS VL0612</b>	<b>LLS VL1218</b>	<b>GNS VL0006</b>	<b>GNS VL0612</b>	<b>GNS VL1218</b>
<i>Merluza €/kg</i>	7.5	6.8	6.8	6.8	14.3	11.3	8.1	8.1	8.1
<i>Salmonete €/kg</i>	4.8	5.0	5.0	5.0	0.0	0.0	7.7	7.7	7.7
<i>Bacaladilla €/kg</i>	3.4	3.0	3.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Rape €/kg</i>	8.0	7.8	7.8	7.8	9.0	9.7	9.2	9.1	9.1
<i>Cigala €/kg</i>	18.3	19.0	19.0	19.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Gamba roja €/kg</i>	28.5	30.3	30.3	30.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Gamba blanca €/kg</i>	10.7	9.6	9.6	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Otras especies €/kg</i>	4.8	5.8	5.8	5.8	6.2	7.1	6.1	6.0	6.0
<i>v (Kg 2aria/kg sp. principal</i>	9.1	5.1	5.1	5.1	1.68	0.09	0.0	1.3	1.3
<i>μ (Kg secundaria)</i>	323208	3843388	3843388	3843388	50547	158728	30000	2000000	2000000

Los otros factores económicos (tabla 2.7) se obtuvieron del ‘Annual Economic Report of European Union Fisheries’ (STECF, 2015b); el coeficiente de los costes de oportunidad ( $r$ ) se calculó a partir de los datos de ‘interes rate’ ( $i$ ) e ‘inflation ( $\pi$ )’ para España en el 2014 atendiendo a:

$$r = \left[ \frac{(1 + i)}{(1 + \pi)} \right] - 1 \quad (2.32)$$

**Tabla 2.7.** Otros factores económicos de la flota de la GSA 06 de la simulación del modelo bioeconómico MEFISTO.

<b>Otros factores económicos</b>	
<i>Coste de financiación</i>	2.72
<i>Coste de oportunidad en %</i>	2.93
<i>Precio fuel en €/L</i>	0.54

### 3.1.8. Análisis de los resultados

Con el fin de estudiar las tendencias históricas de las capturas de las especies parametrizadas y la evolución histórica de la explotación de la merluza europea (*M. merluccius*) y salmónete (*M. barbatus*), junto con los resultados o ‘outputs’ de las proyecciones a corto-medio y medio-largo plazo de las pesquerías objetivo en el modelo bioeconómico de la GSA 06 en los diferentes escenarios de gestión; analizar los ‘outputs’ de los datos económicos y capturas de las flotas demersales (flota de arrastre y flota artesanal) para evaluar las proyecciones a corto-medio y medio-largo estudiadas en el modelo bioeconómico de la GSA 06 en los diferentes escenarios de gestión; y, analizar la evolución del volumen de descartes en las especies de merluza y salmónete de fango, y flotas de pesca demersales estudiadas en la GSA 06 en escenarios de modificación de la selectividad; se realizó un análisis e interpretación de los ‘outputs’ analizándose con el software estadístico R.

Con el objetivo de evaluar la trayectoria histórica y la proyección de los escenarios de gestión de las poblaciones de *M. merluccius* y *M. barbatus*, se realizó un análisis gráfico mediante el llamado *Kobe plot* (adoptado originalmente en foros de evaluación de especies de atunes para sintetizar gráficamente la evolución de un stock ante distintas asunciones o escenarios), mediante la evaluación de la tendencia histórica y proyección de los ‘outputs’ del modelo bioeconómico de la GSA 06 del estado de las poblaciones en base a su mortalidad por pesca (F) y biomasa reproductora (SSB) respecto a unos puntos de referencia de mortalidad por pesca, en este caso el  $F_{msy}$ , y un punto de referencia de la biomasa reproductora ( $SSB_{lim}$ ).

Los puntos de referencia de mortalidad por pesca para la merluza europea y salmónete de fango en la GSA 06 están establecidos en  $F_{msy} = 0.26$  y  $0.45$  por el Comité Científico, Técnico, Económico de la Pesca (STECF 2015c, 2014). Por otra parte, los puntos de referencia de la biomasa reproductora no están establecidos, pero se utilizó la metodología utilizada en las evaluaciones del STECF, basándonos en la fórmula:

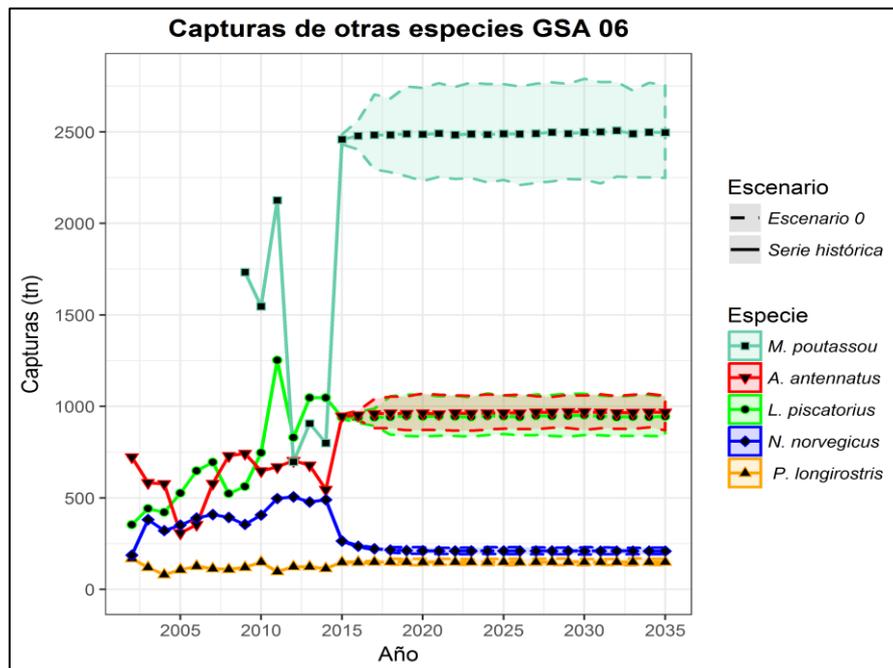
$$SSB_{lim} = 1.4 * SSB_{min} \quad (2.33)$$

donde  $SSB_{min}$  representa la SSB mínima de la serie histórica, en los dos casos de estudio se utilizaron las series históricas de las evaluaciones del STECF (2015c; 2014). Por tanto, los valores históricos y ‘outputs’ del modelo MEFISTO de mortalidad por pesca y biomasa reproductora se evaluaron respecto a los puntos de referencia:  $F/F_{msy}$  y  $SSB/SSB_{lim}$  descritos anteriormente.

## 3.2.RESULTADOS

### 3.2.1. Evolución de las capturas de las especies objetivo de las pesquerías demersales con el esfuerzo actual

En la figura 2.4 se muestra la evolución de capturas desde el año 2002 al 2014 atendiendo a la serie histórica (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013), y a partir del año 2015 se observa la proyección con el modelo bioeconómico con el esfuerzo constante para el año 2015, año de comienzo del modelo bioeconómico, para las especies: bacaladilla (*M. poutassou*), gamba roja (*Aristeus antennatus*), rape (*Lophius piscatorius*), cigala (*Nephrops norvegicus*), y gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*). Por una parte, se observa que las especies como el rape y la cigala tienen un descenso del volumen de capturas en el año 2015 respecto al año 2014; por otro lado, la bacaladilla, gamba roja y gamba blanca tienen una tendencia al aumento de sus capturas respecto al año 2014. En el caso de la gamba roja y bacaladilla se obtuvo un incremento muy notable de las capturas, observándose que la situación inicial de la que se parte en el modelo tiende a dar un salto muy grande respecto al volumen de capturas respecto al año 2014, y que difiere de forma notable de la tendencia de la serie histórica. Esta discrepancia puede ser debida al hecho que los efectivos poblacionales (número) no están en equilibrio con las mortalidades por pesca (F) estimadas en los grupos de evaluación STECF y seguramente los resultados de la evaluación deberían revisarse. El objetivo del presente trabajo era utilizar las salidas (output) de los modelos de evaluación como entradas (input) al modelo bioeconómico, no tanto valorar la bondad de las evaluaciones de los grupos STECF.

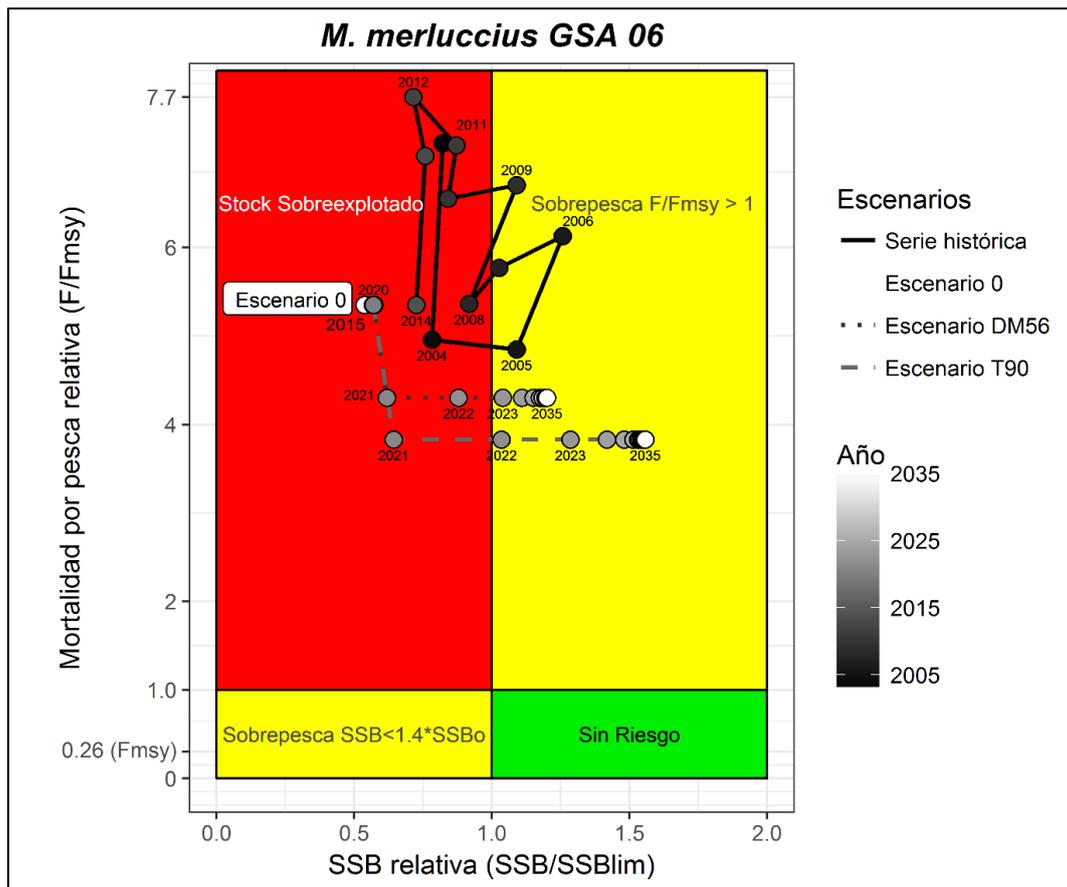


**Fig. 2.4.** Evolución de las capturas de *M. poutassou*, *A. antennatus*, *L. piscatorius*, *N. norvegicus*, y *P. longirostris* en la GSA 06 por orden de mayor a menor volumen de capturas. Se presenta la serie histórica desde el año 2002 hasta el 2014 (STECF, 2015c; 2015a; 2014; 2013), y las proyecciones del escenario 0 'situación actual' (2015) con el esfuerzo constante.

### 3.2.2. Escenarios 0, 1 y 2. Mejora de la selectividad de las especies objetivo *M. merluccius* y *M. barbatus*

Los cambios realizados en la mejora de la selectividad del arte de arrastre para *M. merluccius* y *M. barbatus* mediante el cambio de mallas, por una parte, de la extensión del arte de pesca utilizando la malla T90, y, por otra parte, de la malla del copo mediante la DM56 se incorporaron a partir del año 2020, realizando una proyección con el modelo desde el año 2015 hasta el año 2035. Los resultados se presentaron en base a los distintos indicadores biológicos y económicos obtenidos con el modelo MEFISTO.

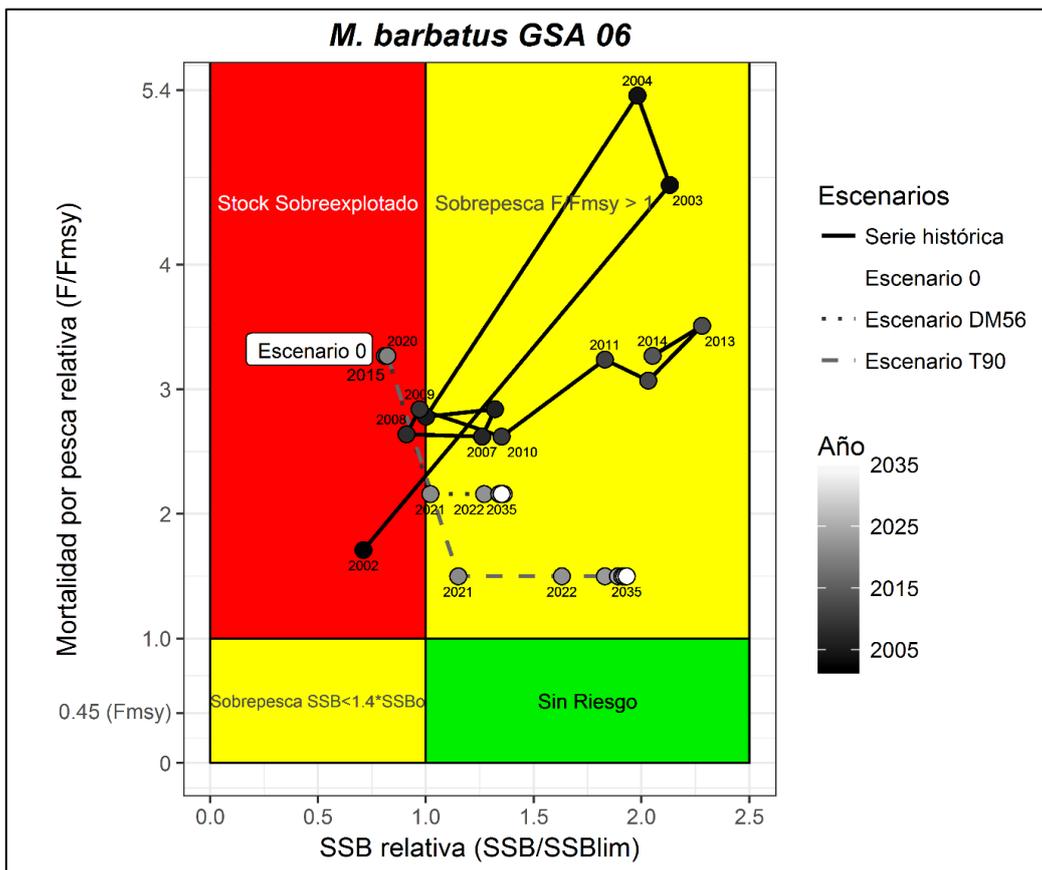
La figura 2.5 muestra la evolución histórica de la mortalidad por pesca desde el año 2003 hasta el año 2035 para la **merluza** en la GSA 06. Por una parte, se muestra la serie histórica desde el año 2003 hasta el año 2014, donde se observa una sobrepesca del stock hasta el año 2014 que se encuentra mayoritariamente en el tiempo en estado de sobreexplotación, alcanzando en el año 2012 una mortalidad por pesca de más de siete veces superior a la  $F_{msy}$ , excepto en los años 2005 hasta 2007, y el año 2009, donde se pudo observar una mejora de la biomasa reproductora (SSB relativa) por encima de la biomasa límite, pero en un estado de sobrepesca de más de 5 veces por encima de la  $F_{msy}$ . El escenario 0 proyecta la situación actual manteniendo los mismos niveles de esfuerzo, donde se observa que el stock se mantiene en estado de sobreexplotación respecto año 2014. Con la incorporación de las mejoras de selectividad en el arte de arrastre, se observa tanto en el escenario 1 (T90) como en el escenario 2 (DM56) una reducción de la mortalidad por pesca muy notable, pero que siguen sin ser suficientes para alcanzar los niveles de mortalidad por pesca propuestos por el STECF y GFCM ( $F > 0.26$ ), pero que permiten una mejora de la SSB relativa por encima de la SSB límite para terminar con el estado de sobreexplotación de la especie a partir del año 2022 con la T90, y a partir del año 2023 con la DM56; percibiéndose un incremento de la SSB del 160% con la malla T90, y un 102% con la malla DM56, respecto al escenario 0 en el año 2025. Los dos cambios de selectividad son positivos para la especie, pero se observa una reducción del 11% de la mortalidad por pesca en el año 2025 de la malla T90 respecto a la DM56, y una mejora del 28.5% de la SSB relativa respecto a la DM56 en el año 2025, por tanto, resultando una mejora para el stock el cambio por la T90.



**Fig. 2.5.** Evolución de la mortalidad por pesca respecto al Fmsy y de la SSB respecto a la SSB límite de *M. merluccius* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2003 hasta el 2014 (STECF, 2015c), y las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’.

La figura 2.6 muestra la evolución histórica de la mortalidad por pesca desde el año 2002 hasta el año 2035 para el **salmonete de fango** en la GSA 06. Por una parte, se muestra la serie histórica desde el año 2002 hasta el año 2014, donde se observa una sobrepesca del stock hasta el año 2014 ( $F > F_{msy}$ ), alcanzando la máxima mortalidad por pesca en el año 2004, siendo cinco veces superior al Fmsy (0.45) propuesto por el STECF y GFCM. Mayoritariamente en el tiempo, el stock se encuentra en estado de sobrepesca pero la SSB relativa se encuentra por encima de los límites precautorios de SSB (SSBlim), asimismo, se observa una mejora de la SSB desde el año 2009 hasta el 2014, que puede estar relacionado directamente con la modificación del tamaño mínimo y tipo de malla de red del arte de arrastre del antiguo Reglamento (EU N°129/2003), sustituyéndose por el vigente reglamento que solo permite legalmente una red de malla cuadrada de tamaño mínimo 40 mm o 50 mm romboidal, que tuvo de fecha límite de modificación para los pescadores el 1 de julio del 2008 (EC 1967/2006: EC, 2006). En el escenario 0 se observa la situación inicial (año 2015) de la que parten todos los escenarios, los resultados muestran un estado sobreexplotado del stock ( $F > F_{msy}$ ;  $SSB < SSB_{lim}$ ), este dato difiere en desmedida respecto al año 2014, y se debe a que se parte de una SSB muy baja respecto a la SSBlim; los datos se contrastaron con (GFCM, 2016) debido a la incertidumbre

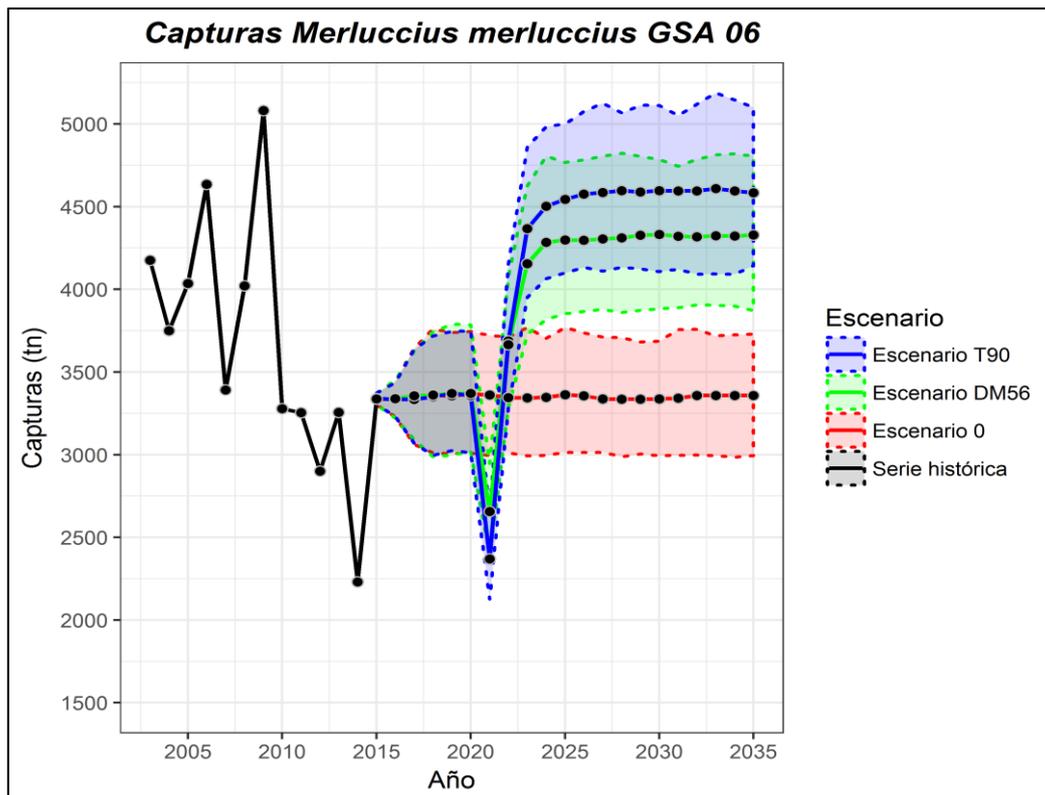
obtenida, y se observa que la situación inicial de la que se parte en el modelo no sigue la tendencia real, esto se justifica debidamente a que los datos biológicos utilizados como 'input' en el modelo (STECF, 2014) difieren de la tendencia real, por lo que se partirá de una situación de SSB más sobreexplotada de la tendencia real ( $SSB > SSBlim$ ). Una vez incorporadas las modificaciones de selectividad (escenario 1 y 2) en el año 2020, se observa una reducción muy notable a corto plazo de la mortalidad por pesca tanto con la malla T90 como con la malla DM56, reduciéndose un 54% con la malla T90, y un 34% con la malla DM56 respecto al escenario 0 en el año 2025, pero que siguen sin ser suficientes para alcanzar los niveles de mortalidad por pesca propuestos por el STECF y GFCM ( $F > 0.45$ ); por otra parte, la SSB percibe un incremento del 134% con la malla T90, y un 67% con la malla DM56, respecto al escenario 0 en el año 2025. Los dos cambios de selectividad son positivos para la especie a corto plazo, pero se observa una reducción del 30.6% de la mortalidad por pesca en el año 2025 de la malla T90 respecto a la DM56, y una mejora del 40.8% de la SSB relativa respecto a la DM56, y resultando como en la figura 2.5 para *M. merluccius*, una mejor modificación para el stock mediante el cambio por la malla T90.



**Fig. 2.6.** Evolución de la mortalidad por pesca respecto al  $F_{msy}$  y de la SSB respecto a la SSB límite de *M. barbatus* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2002 hasta el 2014 (STECF, 2014), y las proyecciones del escenario 0 'situación actual', escenario 1 'cambio de selectividad por la T90', y escenario 2 'cambio de selectividad por la DM56'.

En la figura 2.7 se presenta la evolución de capturas de merluza en la GSA 06 desde el año 2003, comienzo de la serie histórica (STECF, 2015c), hasta el año 2035, último año de la simulación del modelo bioeconómico, presentándose los tres escenarios analizados y la tendencia de la serie histórica. Entre el año 2003 y 2010 de la serie histórica se observa una inestabilidad en las capturas del stock de *M. merluccius* con picos de capturas máximas en los años 2006 y 2009, con 4635 y 5082 toneladas respectivamente, y picos de capturas mínimas en los años 2007 y 2010, con 3391 y 3278 toneladas respectivamente, esta inestabilidad está acorde a un aumento de la mortalidad por pesca desde el año 2004 como se ha observado en la figura 2.5, y que finalmente, a partir del año 2010 sigue una tendencia de disminución de capturas, alcanzando su máximo histórico en el año 2014 con 2230 toneladas. En el escenario 0 se observan las capturas iniciales manteniendo la tendencia actual de esfuerzo pesquero, donde se mantiene la misma tendencia de capturas desde el año 2010 de la serie histórica, con un pequeño incremento de las capturas desde el año 2014. En los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) se diferencian dos tendencias, por una parte, con la modificación de la selectividad del arte de la flota de arrastre (OTB) en el año 2020 se produce un descenso de las capturas en el año 2021, debido al escape de individuos de tallas inferiores, con una pérdida del 29% y 21% respectivamente respecto al año 2020; por otra parte, al año siguiente en el 2022 la pérdida del año anterior se compensa con un incremento de las capturas del 10% y 9% respectivamente respecto al año 2020, hasta alcanzar a corto plazo un incremento de las capturas del 35% con la red de malla T90, y un 29% con la red de malla DM56 en el año 2025.

Comparando la evolución de capturas del escenario T90 respecto al escenario DM56, se observa que no existe una diferencia significativa, ya que los intervalos de confianza al 95% se solapan, pero existe un pequeño incremento del 5% del volumen total de capturas de la malla T90 respecto a la DM56 a corto plazo en el año 2025.



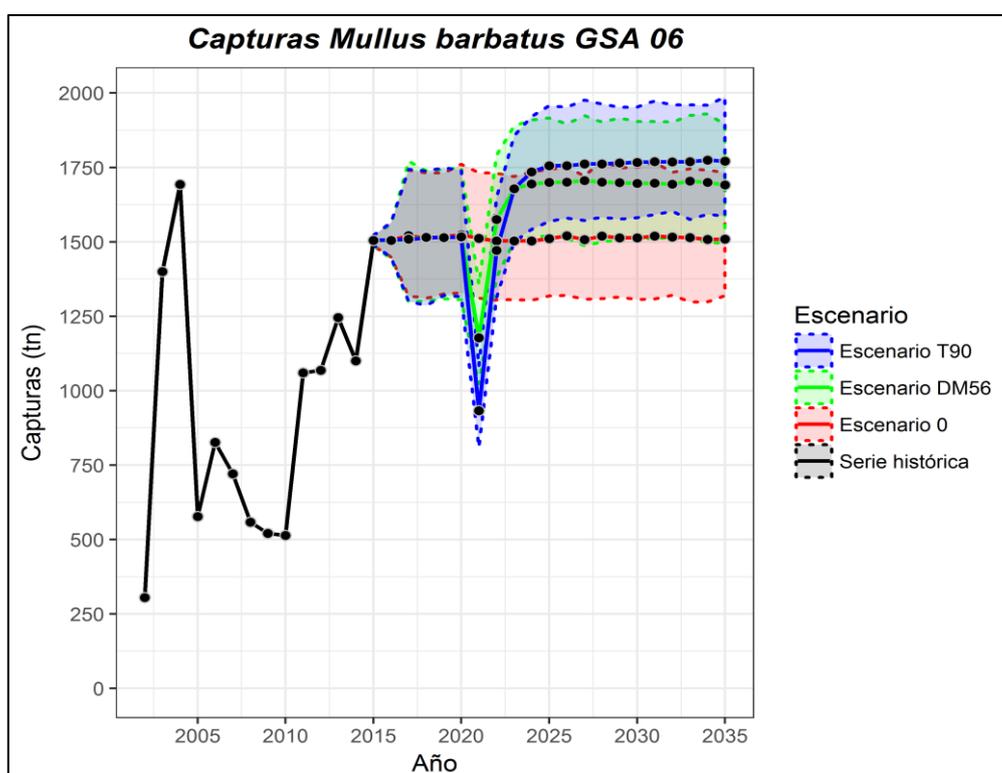
**Fig. 2.7.** Evolución de las capturas de *M. merluccius* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2003 hasta el 2014 (STECF, 2015c), y las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’.

En la figura 2.8 se presenta la evolución de capturas de *M. barbatus* en la GSA 06 desde el año 2002, comienzo de la serie histórica (STECF, 2014), hasta el año 2035, último año de la simulación del modelo bioeconómico, presentándose los tres escenarios analizados y la tendencia de la serie histórica. A partir del año 2002 de la serie histórica hasta el año 2004 las capturas perciben un incremento muy notable con un pico máximo de 1693 toneladas en este último año, estos datos pueden estar sesgados debido a la recolección de datos de capturas de la especie *M. barbatus* (salmonete de fango) reportada junto a *M. surmuletus* (salmonete de roca), ya que a partir del año 2005 las capturas disminuyen de nuevo hasta las 577 tn, y se mantienen más estables entre las 500-830 tn hasta el año 2010; a partir del año 2010 existe un incremento de las capturas hasta el año 2015, comienzo de la simulación del modelo bioeconómico (escenario 0), donde se observan las capturas iniciales manteniendo la tendencia actual de esfuerzo pesquero, donde se observa un incremento de las capturas respecto a la tendencia de la serie histórica desde el año 2010.

En los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) se diferencian dos tendencias, por una parte, con la modificación de la selectividad del arte de la flota de arrastre (OTB) en el año 2020 se produce un descenso de las capturas en el año 2021, como se observado anteriormente con *M. merluccius* (fig. 2.7) debido al escape de individuos de tallas inferiores, con una pérdida del 38% y 22% respectivamente respecto al año 2020; por otra parte, a partir del

año 2023 la pérdida del año 2021 se compensa con un incremento de las capturas del 11% con la malla T90 respecto al año 2020, y a partir del año 2022 con un incremento del 4% con la malla DM56, y un 10% a partir del año 2023 respecto al año 2020, hasta alcanzar a corto plazo un incremento de las capturas del 16% con la red de malla T90, y un 12% con la red de malla DM56 en el año 2025.

Comparando la evolución de capturas del escenario T90 respecto al escenario DM56, se observa que con la malla DM56 a partir del año 2022 se compensan las pérdidas respecto a la malla T90 que se compensan a partir del año 2023; por otra parte, aunque no existe una diferencia significativa, ya que los intervalos de confianza al 95% se solapan, a corto plazo existe un pequeño incremento del 3% del volumen total de capturas de la malla T90 respecto a la DM56 en el año 2025.

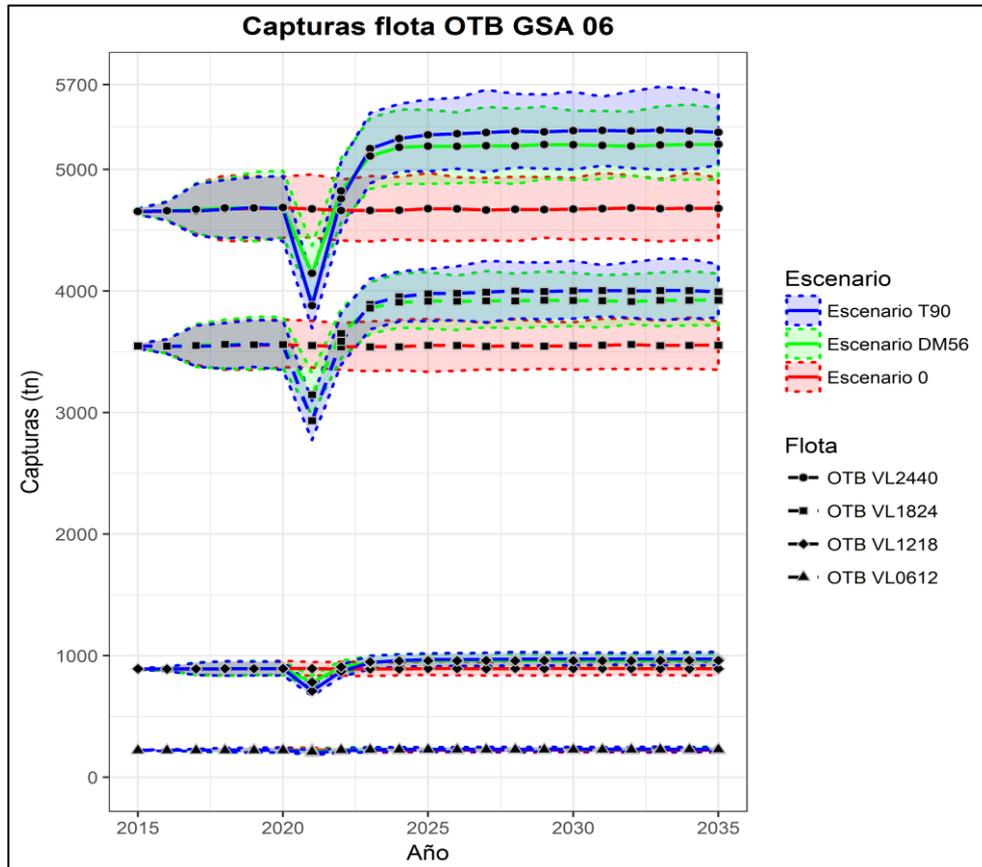


**Fig. 2.8.** Evolución de las capturas de *M. barbatus* en la GSA 06. Se presenta la serie histórica desde el año 2003 hasta el 2014 (STECF, 2014), y las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’.

### 3.2.3. Escenarios 0, 1 y 2. Mejora del patrón de pesca de las flotas pesqueras demersales de la GSA 06

En la figura 2.9 se presenta la proyección de las capturas de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06 desde el año 2015 hasta el 2035, con la proyección de la situación inicial (escenario 0), y las medidas de gestión de selectividad para *M. merluccius* y *M. barbatus* en los escenarios 1 y 2 (T90 y DM56 respectivamente) a partir del año 2020. Con la modificación de la selectividad del arte de arrastre, se observa que solo existen

diferencias significativas para la flota OTB VL2440 con la incorporación de la malla T90 respecto al escenario 0, mientras que con la malla DM56 los intervalos de confianza al 95% se solapan con el escenario 0; asimismo, se observa que las flotas VL1824, VL1218, y VL0612 los intervalos de confianza del escenario 1 y 2 se solapan con el escenario 0, pero con una diferencia muy notable en las capturas respecto al escenario 0.



**Fig. 2.9.** Evolución de las capturas de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas OTB.

A partir del año 2020 con la incorporación de las medidas de gestión de selectividad se genera una pérdida del volumen de capturas por parte de todas las flotas OTB (Tabla 2.8) debido a la pérdida de captura de individuos de menor tamaño; estas pérdidas se compensan con la malla T90 y DM56 a partir del año 2022 en las flotas OTB VL1824 con un 0.9% y 2.6% respectivamente, y en la VL2440 con un 1.8% y 2.9% respectivamente, en las flotas VL0612 y VL1218 solamente con la malla DM56 con un 0.7% y 1.5%; y a partir del año 2023 se compensa en las flotas VL0612 y VL1218 con la malla T90 con un 1.7% y 5.7%.

Comparando la evolución de capturas a corto-medio plazo del escenario T90 respecto al escenario DM56 se observa, por una parte, que con la malla T90 la pérdida de capturas para el año 2021 es del orden del 16% para toda la flota OTB respecto al 10.2% con la

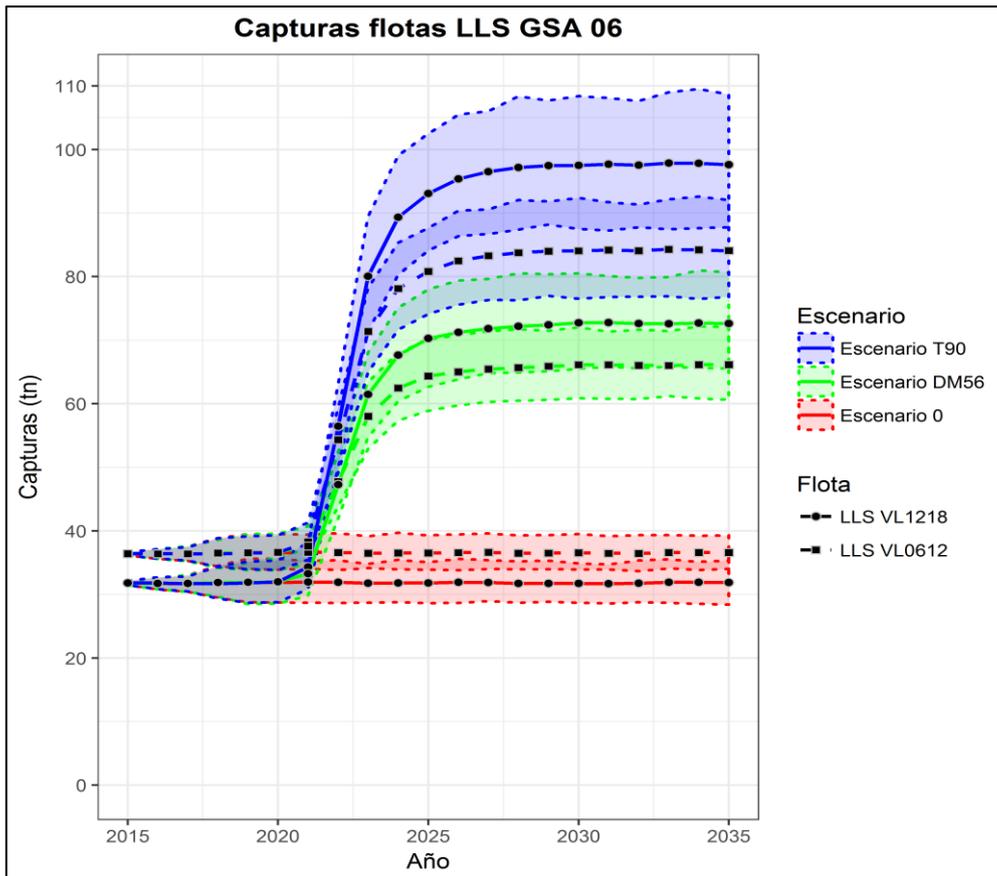
DM56, y, por otra parte, el beneficio de capturas para el año 2025 de la malla T90 respecto a la DM56 es entre el 1-2% respectivamente para toda la flota OTB.

**Tabla 2.8.** Porcentajes del volumen de capturas para la flota OTB de la GSA 06 de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) respecto al año 2020.

	VL0612		VL1218		VL1824		VL2440	
	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56
<b>2021</b>	-9.0	-5.1	-20.4	-12.5	-17.4	-11.6	-17.0	-11.6
<b>2022</b>	-1.4	0.7	-2.3	1.5	0.9	2.6	1.8	2.9
<b>2023</b>	1.7	2.4	5.7	6.2	9.5	8.4	10.6	9.0
<b>2024</b>	2.7	2.4	7.7	7.1	11.2	9.8	12.4	10.5
<b>2025</b>	2.9	2.4	8.4	7.3	11.9	10.0	13.0	10.8
<b>2030</b>	3.3	2.3	8.9	7.3	12.6	10.2	13.8	11.0
<b>2035</b>	3.2	2.9	8.9	7.4	12.4	10.2	13.5	11.1

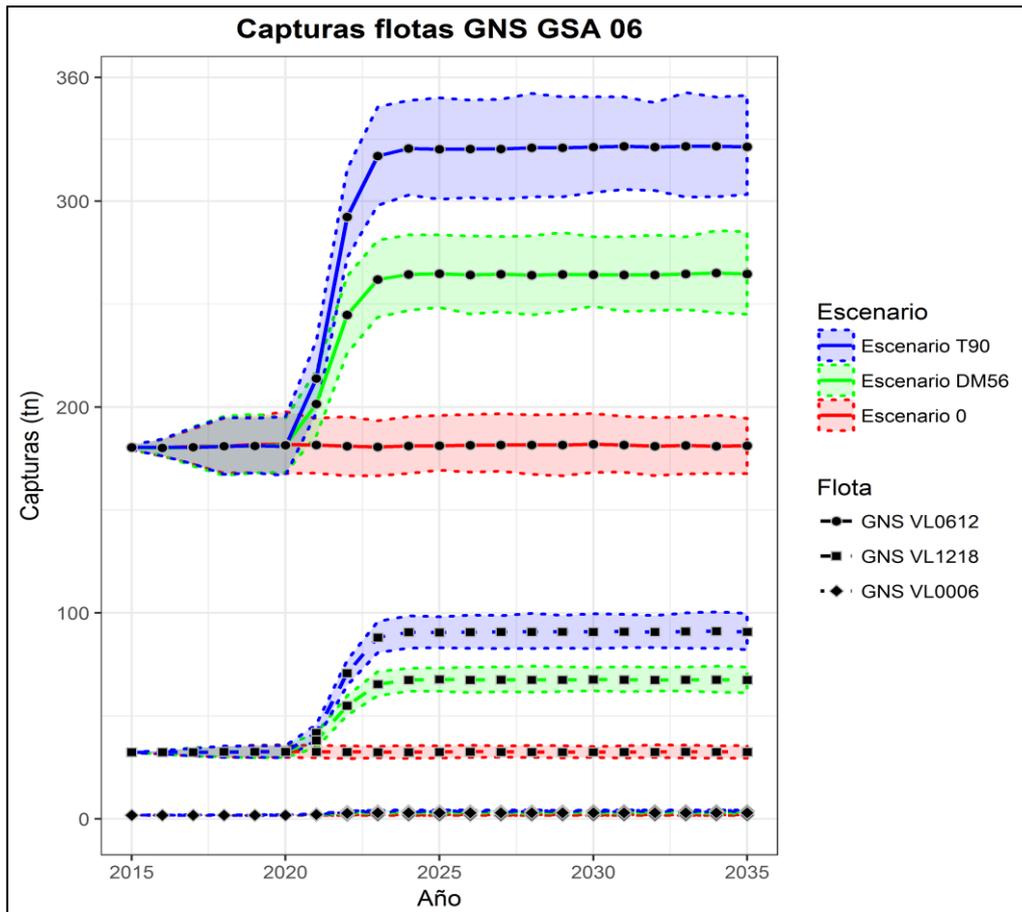
En la figura 2.10 se presenta la proyección de las capturas de la flota de palangre de fondo (LLS) en la GSA 06 desde el año 2015 hasta el 2035, con la proyección de la situación inicial (escenario 0), y el efecto sobre las capturas de la flota LLS de las medidas de gestión de selectividad aplicadas sobre la flota de arrastre para *M. merluccius* de los escenarios 1 y 2 (T90 y DM56 respectivamente) a partir del año 2020, ya que la flota de LLS no influye sobre la pesquería de *M. barbatus* ( $F=0$ ), y las medidas de selectividad aplicadas a esta pesquería no influirán en sus capturas. Con la modificación de la selectividad del arte de arrastre se observan efectos muy positivos sobre la flota de palangre de fondo, con diferencias significativas entre los intervalos de confianza al 95% entre los escenarios de T90 y DM56 para las flotas de LLS de VL0612 y VL1218 respecto al escenario 0, y entre los escenarios T90 y DM56.

Después del primer año con la modificación del arte de la flota OTB (año 2021) las flotas LLS de VL0612 y VL1218 se benefician con un 4.7% y un 7.3% respectivamente con la malla T90, y un 2.7% y 4.1% con la DM56 (tabla 2.2), hasta alcanzar a corto-medio plazo un 120.9% y 191% respectivamente, y un 75.7% y 119.8% para el año 2025. Asimismo, las capturas con la malla T90 para las flotas VL0612 y VL1218 producen un 26% y 32% más sobre la malla DM56 para el año 2025.



**Fig. 2.10.** Evolución de las capturas de la flota de palangre de fondo (LLS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas LLS.

En la figura 2.11 se presenta la proyección de las capturas de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06 desde el año 2015 hasta el 2035, con la proyección de la situación inicial (escenario 0), y el efecto sobre la flota GNS de las medidas de gestión de selectividad aplicadas a la flota de arrastre a partir del año 2020 (escenario 1 y 2). Con la modificación de la selectividad del arte de arrastre se observan efectos muy positivos sobre la flota de artes de redes de fondo como ha observado previamente con la flota LLS (tabla 2.9), con diferencias significativas entre los intervalos de confianza al 95% entre los escenarios de T90 y DM56 para las flotas de GNS de VL0006, que no se puede valorar en la fig. 2.11 por la escala presente pero si existen diferencias; en la flota de VL0612, y VL1218, respecto al escenario 0, y entre los escenarios T90 y DM56 para todas las flotas.



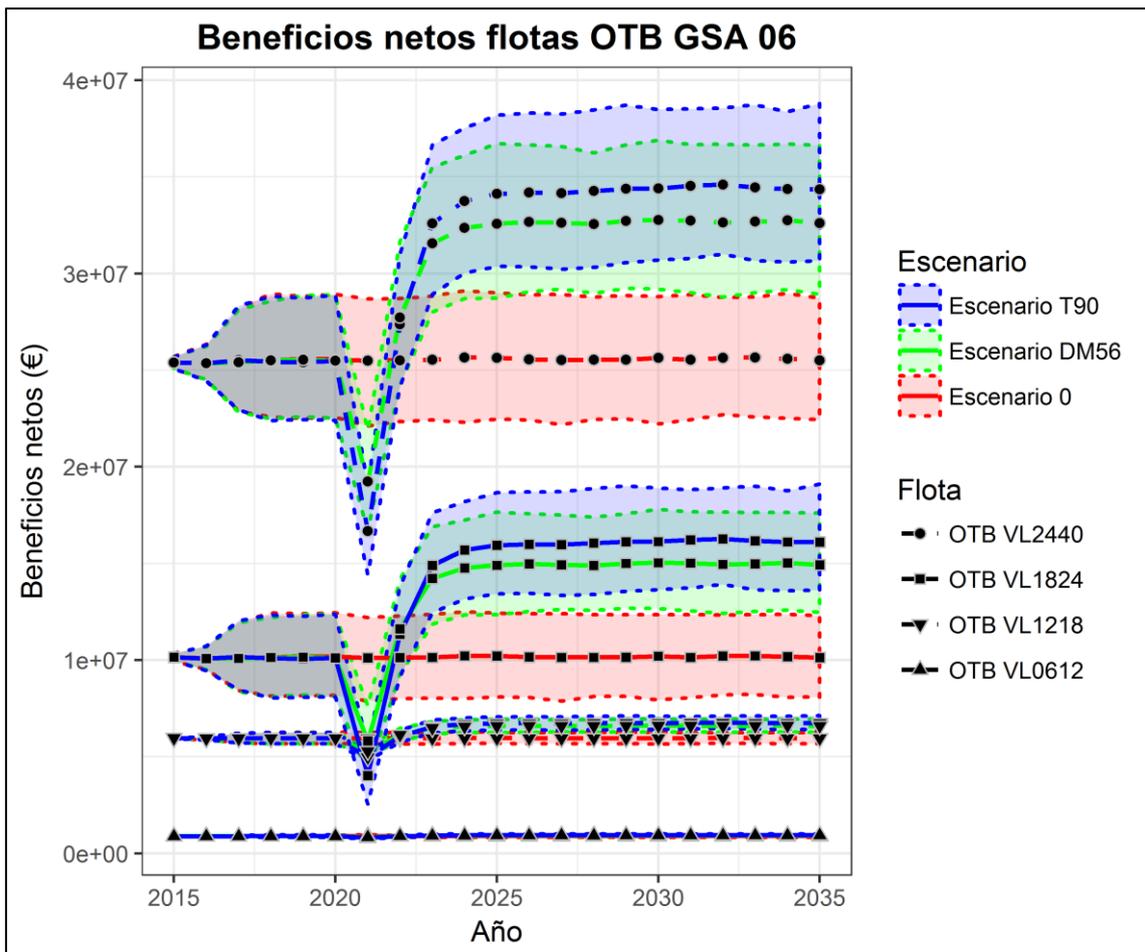
**Fig. 2.11.** Evolución de las capturas de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas GNS.

Tras el primer año de la modificación del arte de la flota OTB (año 2021) las flotas GNS de VL0006, VL0612 y VL1218 se benefician con un 32.7%, 18.2%, y 28.2% respectivamente con la malla T90 (tabla 2.9), y un 19.5%, 11%, y 16.8% con la DM56, hasta alcanzar a corto-medio plazo un 113.7%, 79.8%, y 177.3% respectivamente; y un 62.7%, 45.9%, y 107.6% para el año 2025. Asimismo, las capturas con la malla T90 para las flotas VL0006, VL0612 y VL1218 producen un 31%, 23%, y 34% respectivamente sobre la malla DM56 para el año 2025.

**Tabla 2.9.** Porcentajes del volumen de capturas de la flota artesanal (LLS y GNS) de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) respecto al año 2020.

	LLS (%)				GNS (%)					
	VL0612		VL1218		VL0006		VL0612		VL1218	
	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56
<b>2021</b>	4.7	2.7	7.3	4.1	32.7	19.5	18.2	11.0	28.2	16.8
<b>2022</b>	48.5	30.3	76.5	47.8	98.7	54.3	61.6	34.9	116.8	68.4
<b>2023</b>	95.1	58.4	150.2	92.3	112.9	62.1	77.9	44.3	169.9	100.3
<b>2024</b>	113.6	70.5	179.4	111.6	113.8	62.6	79.9	45.7	177.7	106.8
<b>2025</b>	120.9	75.7	191.0	119.8	113.7	62.7	79.8	45.9	177.3	107.6
<b>2030</b>	125.5	77.4	198.2	122.8	113.6	62.6	79.9	45.6	177.7	106.8
<b>2035</b>	127.7	78.7	201.7	124.7	113.6	62.9	79.8	45.8	178.0	107.0

En la figura 2.12 se presentan los resultados en términos económicos de la proyección desde el año 2015 hasta el año 2035 de la flota de arrastre (OTB) en la GSA 06 tras aplicar en el año 2020 las medidas de gestión de selectividad (escenario 1 y 2) respecto al escenario 0 donde se mantiene el esfuerzo constante. Con la incorporación de la malla T90 (escenario 1) se observa una mejora de los beneficios netos de todas las flotas de arrastre con diferencias significativas respecto al escenario 0, con efectos muy positivos sobre las flotas de mayores capturas, la flota OTB de VL1824 y VL2440; asimismo, con el cambio de malla T90 respecto a la malla DM56 (escenario 2) se presenta una mejora de los beneficios netos, pero sin diferencias significativas. Por otra parte, con la malla DM56 existe una notable mejora de los beneficios netos respecto al escenario 0, pero solamente se encuentran diferencias significativas para las flotas VL2440 y VL1824 a partir del año 2025.



**Fig. 2.12.** Evolución de los beneficios netos de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas OTB.

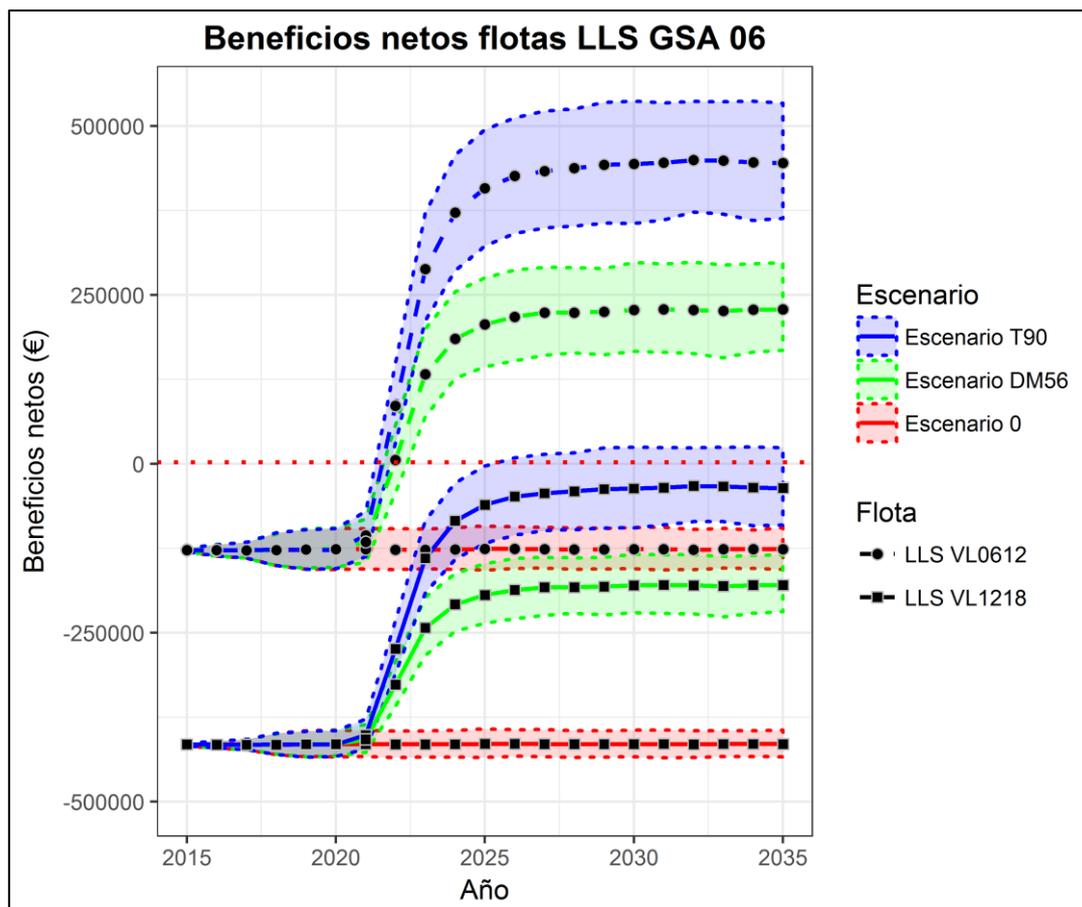
A partir del año 2020 con la introducción de las modificaciones de la selectividad del arte de la flota de arrastre, se genera una pérdida del volumen de capturas por parte de todas las flotas OTB (tabla 2.10), generándose una pérdida de beneficios en las flotas OTB de VL0612, VL1218, VL1824, y VL2440 con un 8.8%, 16.2%, 60.1%, y 34.5% respectivamente con la malla T90 respecto al año 2020; y un 5.8%, 11.1%, 42.5%, y 24.5% con la malla DM56. A partir del año 2022, estas pérdidas económicas se compensan con la malla T90 en las flotas VL0612, VL1218, VL1824, y VL2440 con un 0.1%, 1.7%, 12.1%, y 7.4% respectivamente respecto al año 2020; y con un 1.1%, 3.1%, 14.8%, y 8.8% con la malla DM56; hasta alcanzar en el año 2025 una mejora económica del 28% para toda la flota OTB en su conjunto con la T90, y un 23% con la DM56.

Comparando la evolución económica en cuanto a beneficios a corto-medio plazo del escenario T90 respecto al escenario DM56 se observa, por una parte, que con la malla T90 se asume una pérdida económica mayor del 13% respecto a la malla DM56 para el año 2021, y del 1% para el año 2022 para toda la flota de arrastre en su conjunto; por otra parte, el beneficio económico para el año 2025 de la malla T90 respecto a la DM56 es del 4% para toda la flota OTB.

**Tabla 2.10.** Porcentajes de los beneficios netos de la flota de arrastre demersal (OTB) de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) respecto al año 2020.

	VL0612		VL1218		VL1824		VL2440	
	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56
<b>2021</b>	-8.8	-5.8	-16.2	-11.1	-60.1	-42.5	-34.5	-24.5
<b>2022</b>	0.1	1.1	1.7	3.1	12.1	14.8	7.4	8.8
<b>2023</b>	4.2	3.7	10.2	9.0	47.3	40.6	27.9	23.8
<b>2024</b>	5.4	4.4	12.3	10.3	55.2	45.9	32.5	27.0
<b>2025</b>	5.8	4.8	12.9	10.7	57.7	47.3	33.9	27.8
<b>2030</b>	5.9	4.8	13.3	10.9	59.5	48.6	35.0	28.6
<b>2035</b>	6.0	5.0	13.3	10.8	59.3	47.5	34.8	27.9

En la figura 2.13 se presentan los beneficios netos de la flota de palangre de fondo (LLS) en la GSA 06 desde el año 2015 hasta el 2035, con la proyección de la situación inicial (escenario 0), y los efectos económicos de las medidas de gestión de selectividad aplicados a la flota de arrastre sobre la flota LLS (escenarios 1 y 2), partiendo desde una situación inicial de beneficios negativos en el escenario 0. En el escenario 1 (T90) se observa una gran mejora de los beneficios netos, reduciendo la pérdida de beneficios de las flotas LLS VL0612 y VL1218 con diferencias significativas entre los intervalos de confianza al 95% respecto al escenario 0, modificando la situación de beneficios negativos de la flota VL0612 a partir del año 2022 a beneficios positivos (85.760€), y cerca del límite de los beneficios positivos para la flota VL1218; asimismo, existen diferencias significativas entre el escenario 1 y 2, observándose también un incremento notable de los beneficios netos del escenario 2 respecto al escenario 0.

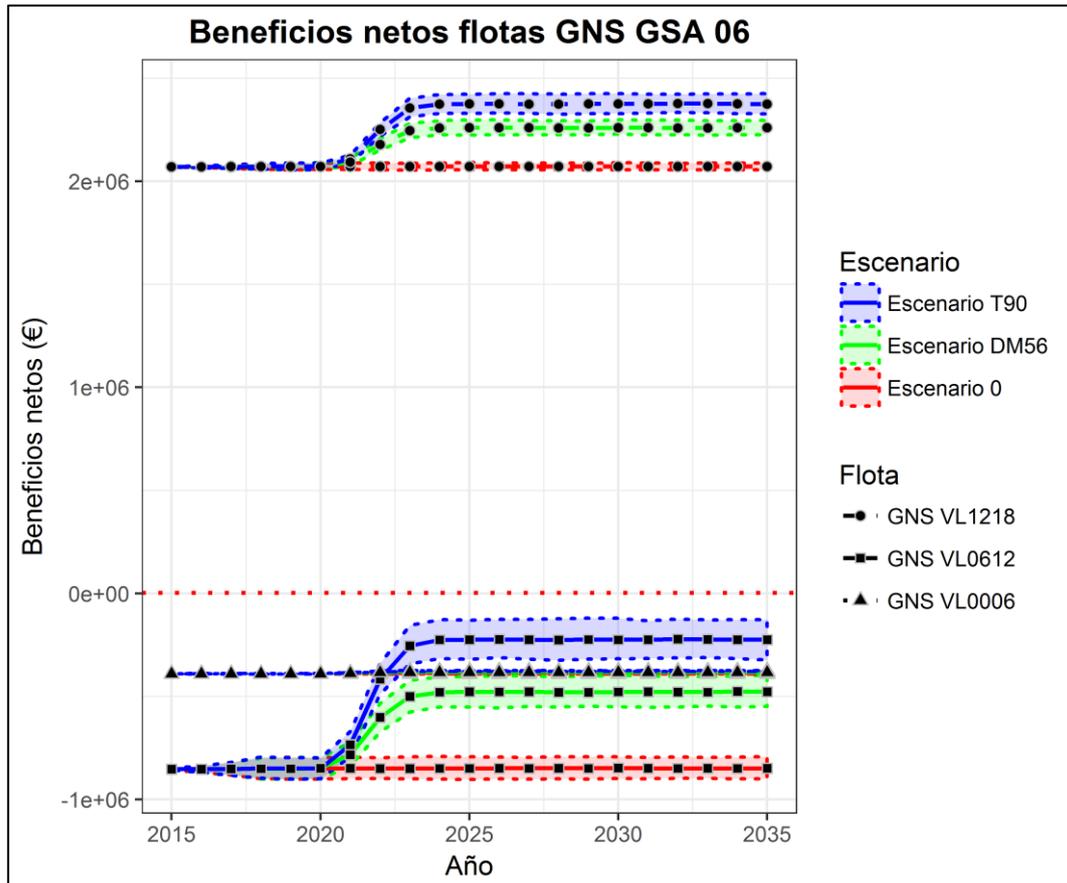


**Fig. 2.13.** Evolución de los beneficios netos de la flota de palangre de fondo (LLS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas LLS.

Por una parte, la flota de segmento VL0612 con la malla T90 reduce la pérdida de beneficios netos con un incremento del 16.9% en el año 2021 respecto al año 2020, y obteniéndose beneficios netos positivos (85.760€) a partir del año 2022; asimismo, con la malla DM56 se reduce la pérdida de beneficios en el año 2021 con un incremento del 8.3% respecto al año 2020, y se pasa a obtener beneficios positivos (5.777€) a partir del año 2022 (tabla 2.11). Por otra parte, con la flota LLS VL1218, tanto con la malla T90 como con la DM56 no se alcanzan beneficios positivos, pero se reduce la pérdida de beneficios a corto-medio plazo con un 85.4% y 53.2% respectivamente en el año 2025 respecto al año 2020. Comparando los beneficios netos entre los dos escenarios de selectividad, la malla T90 alcanza un 98% de mayores beneficios en el año 2025 respecto a la malla DM56 en la flota VL0612, y un 80% en la flota VL1218.

En la figura 2.14 se presentan los beneficios netos de la flota de redes de fondo (LLS) en la GSA 06 desde el año 2015 hasta el 2035, con la proyección de la situación inicial (escenario 0), y los efectos económicos de las medidas de gestión de selectividad aplicados a la flota de arrastre sobre la flota LLS (escenarios T90 y DM56). A partir del año 2021 la situación de la flota GNS mejora sus beneficios netos o reduce la pérdida de beneficios respecto al año 2020 en todos los segmentos de flota, pero con efectos muy

notables sobre los segmentos de flota de VL0612 y VL1218 tanto en el escenario T90 como en el escenario DM56 con diferencias significativas en los intervalos de confianza al 95% con la malla T90 y DM56 respecto al escenario 0, y se observa además un incremento notable o mayor reducción de la pérdida de beneficios netos con la malla T90 respecto a la modificación con la malla DM56.



**Fig. 2.14.** Evolución de los beneficios netos de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’ para todas las flotas GNS.

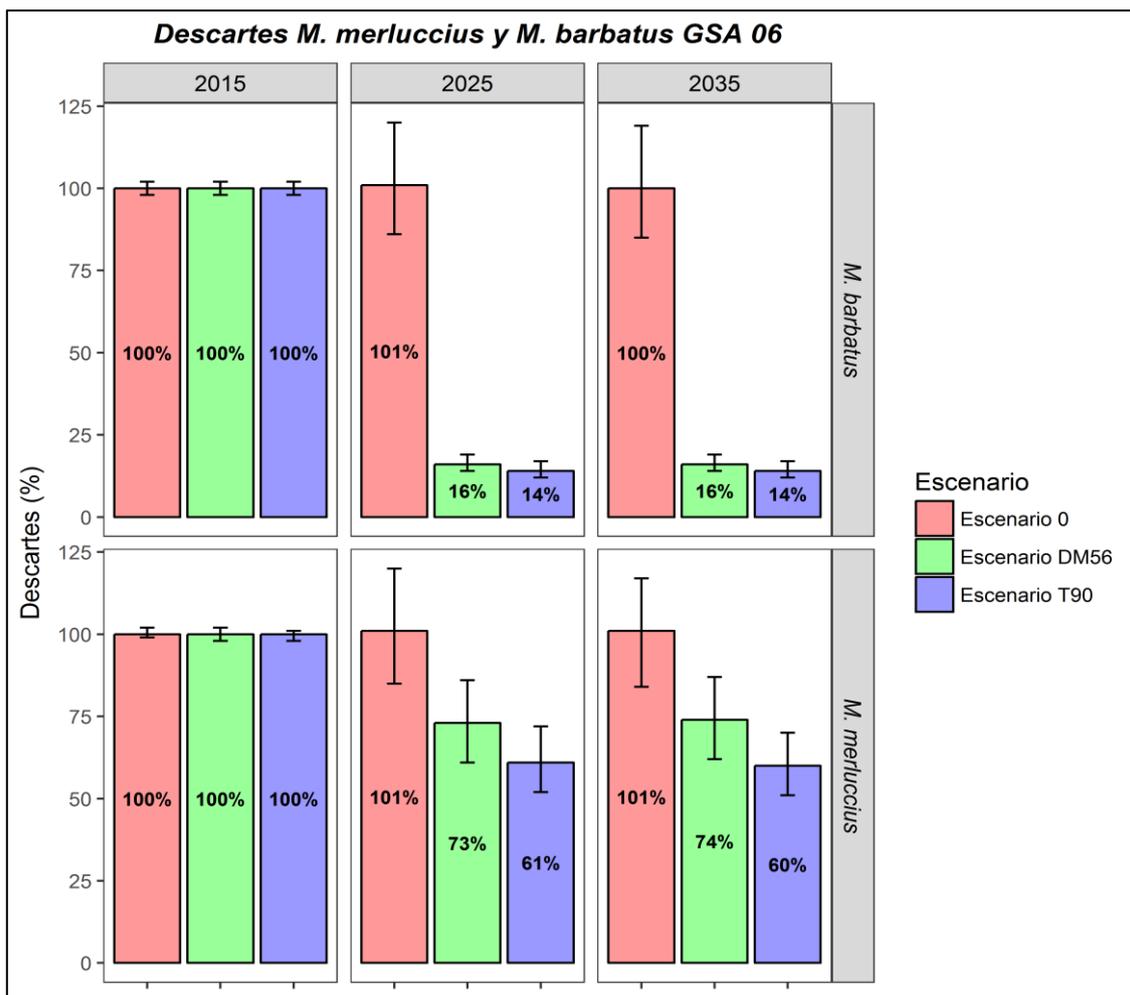
Por una parte, el segmento de flota VL1218 se trata de la única flota que parte desde beneficios positivos, con un incremento del 2% y 1% con la malla T90 y DM56 respectivamente en el año 2021 respecto al año 2020, y alcanzando un incremento del 15% y 9% respectivamente en el año 2025. Por otra parte, los segmentos de flota VL0006 y VL0612 parten desde beneficios negativos, y reducen esta pérdida de beneficios en un 3% y 74% con la malla T90, y un 2% y 43.7% en el año 2025 respecto al año 2020. (Tabla 2.11). Asimismo, los beneficios netos con la malla T90 para las flotas VL0006, VL0612 y VL1218 producen un 2%, 53%, y 5% respectivamente sobre la malla DM56 para el año 2025.

**Tabla 2.11.** Valores absolutos de los beneficios netos de la flota artesanal (LLS y GNS) de los escenarios 1 (T90) y 2 (DM56) en la GSA 06.

	LLS (€)				GNS (€)					
	VL0612		VL1218		VL0006		VL0612		VL1218	
	T90	DM56								
<b>2021</b>	-106241	-115956	-401475	-407956	-386172	-387758	-734366	-782561	2107929	2092437
<b>2022</b>	85760	5777	-274071	-327097	-378712	-383822	-416062	-601136	2251131	2179079
<b>2023</b>	288110	132545	-139810	-242923	-377195	-382914	-254390	-499867	2355870	2245704
<b>2024</b>	371525	185004	-84606	-208206	-376988	-382770	-225437	-479349	2374678	2259121
<b>2025</b>	407563	206175	-60736	-194302	-376996	-382754	-224354	-477410	2375432	2259483
<b>2030</b>	425968	217257	-48546	-186916	-376944	-382779	-222854	-478101	2375771	2259548
<b>2035</b>	433200	223406	-43780	-182894	-376958	-382755	-224561	-476994	2374434	2259698

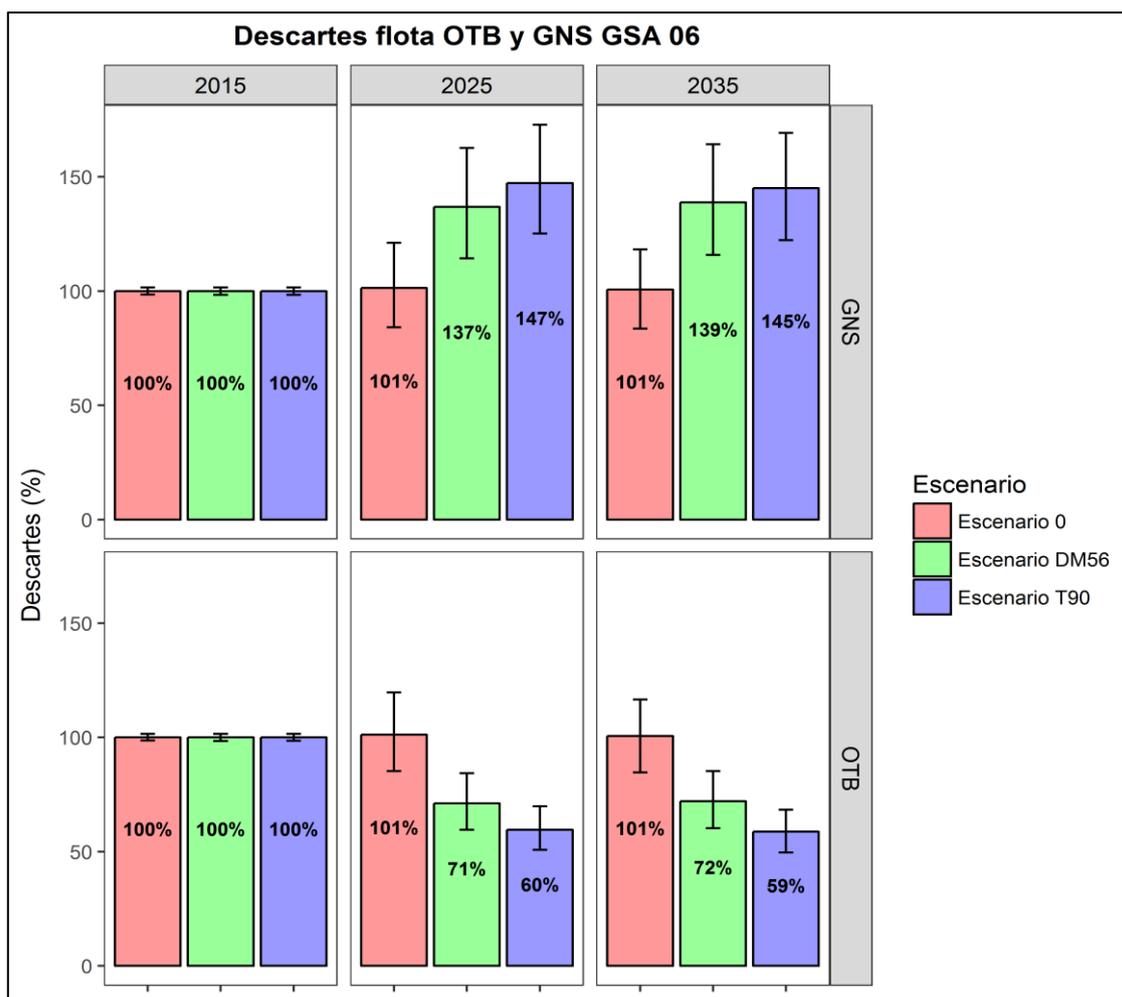
### 3.2.4. Escenarios 3, 4, 5, 6, y 7. Desembarque obligatorio de los descartes ('Landing Obligation') de las especies objetivo *M. merluccius* y *M. barbatus* en situación de mejora de la selectividad

En la figura 2.15 se presenta la evolución de los descartes desde el año 2015 hasta el año 2025, manteniendo el patrón actual de retención de descartes en el escenario 0 para las especies objetivo *M. merluccius* y *M. barbatus* (individuos por debajo de la talla mínima; merluza 20 cm LT; salmonete 11 cm, EC 1967/2006: EC, 2006) respecto a los escenarios 1 y 2, donde se modifica el patrón de retención de descartes con la incorporación de la malla T90 y malla DM56 en el año 2020. Con la modificación de la malla T90 se reducen los descartes un 86% en el salmonete de fango, y un 39% en la merluza en el año 2025; con la malla DM56 se reducen los descartes de salmonete de fango y de merluza en un 84% y 27% respectivamente.



**Fig. 2.15.** Evolución de la cantidad de descartes de las especies *M. merluccius* y *M. barbatus* en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 ‘situación actual’, escenario 1 ‘cambio de selectividad por la T90’, y escenario 2 ‘cambio de selectividad por la DM56’.

En la figura 2.16 se presenta la evolución de los descartes desde el año 2015 hasta el año 2025, manteniendo el patrón actual de retención de descartes en el escenario 0 para la flota pesquera de arrastre demersal (OTB) en su conjunto, y la flota de redes de fondo (GNS) agrupando todos los segmentos de flota; la flota de palangre de fondo (LLS) no ejerce mortalidad por pesca en individuos por debajo de la talla mínima de *M. merluccius* y, no interviene en la mortalidad por pesca de *M. barbatus* ( $F=0$ ). Con la incorporación de la malla T90 y DM56 se reducen los descartes un 40% y un 29% respectivamente en la flota de arrastre en el año 2025; a diferencia de la flota OTB, en la flota GNS los descartes incrementan con la mejora de la selectividad debido directamente al incremento de capturas (fig. 2.11), por tanto, con la malla T90 incrementan un 47% y 45% para los años 2025 y 2035 respectivamente, y con la malla DM56 incrementan un 37% y 39%.



**Fig. 2.16.** Evolución de la cantidad de descartes de la flota de artes de redes de fondo (GNS, parte superior) y la flota de arrastre demersal (OTB, parte superior) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 0 'situación actual', escenario 1 'cambio de selectividad por la T90', y escenario 2 'cambio de selectividad por la DM56'.

### 3.2.5. Escenarios 3, 4, 5, 6, y 7. Valoración económica de los descartes sobre las flotas pesqueras de la GSA 06

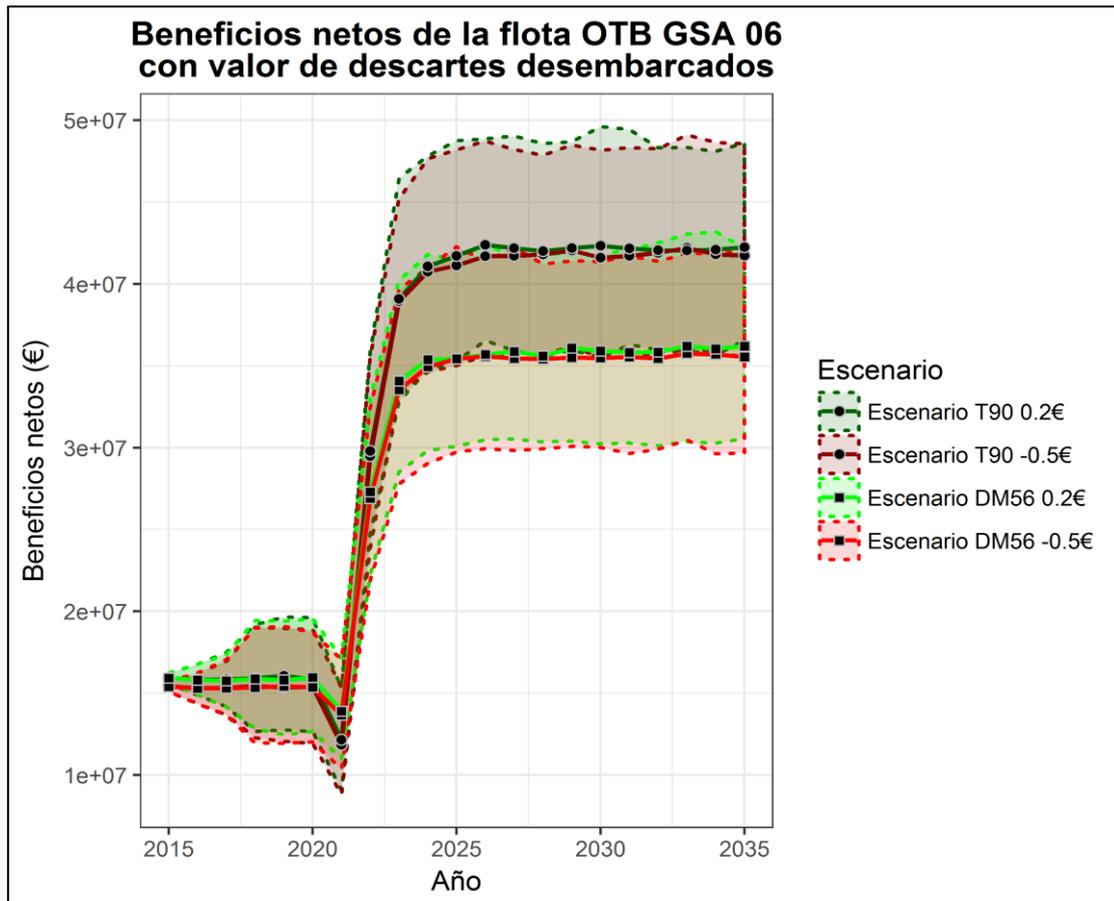
Aplicada la política de desembarco de descartes en el modelo bioeconómico de la GSA 06 para las especies de merluza y salmonete de fango sobre todas las flotas pesqueras, se observa que existe una pérdida de los beneficios netos por parte de la flota de arrastre demersal (OTB) y flotas de redes de fondo (GNS), excepto en la flota de palangre de fondo (LLS) que no ejerce mortalidad por pesca en individuos por debajo de la talla mínima de *M. merluccius* y, no interviene en la mortalidad por pesca de *M. barbatus* ( $F=0$ ). Por una parte, en el escenario 0 sin aplicar ninguna medida de gestión se observa que las flotas de arrastre VL0612, VL1218, VL1824, y VL2440 tienen una pérdida de sus beneficios del orden del 9%, 21%, 100%, y 60% respectivamente; en el caso de la flota VL1824 se pasa de obtener beneficios positivos a perder prácticamente la totalidad de sus beneficios netos. A partir del año 2020, con la modificación de la selectividad de la flota

OTB, se muestra en la tabla 2.12 la pérdida porcentual de los beneficios netos de las flotas pesqueras de arrastre con las modificaciones de selectividad (T90 y DM56) sin aplicar la política de desembarco de descartes respecto a aplicar el desembarco de descartes. Con la modificación de la malla T90 se observa una menor pérdida de los beneficios netos debido al descarte de las especies objetivo de *M. merluccius* y *M. barbatus*, alcanzando en el año 2025 las flotas VL0612, VL1218, VL1824, y VL2440 una reducción de las pérdidas del 9 % al 5%, del 21 al 11%, del 100% al 39%, y del 60% al 27% respectivamente; asimismo, con la malla DM56 una reducción del 9 % al 6%, del 21 al 14%, del 100% al 50%, y del 60% al 34% respectivamente.

**Tabla 2.12.** Porcentajes de cambio de beneficios netos de la flota OTB con la modificación de la selectividad (T90 y DM56) a la flota OTB a partir del año 2020 sin aplicar la política de desembarco de los descartes, respecto a la modificación de la selectividad a la flota OTB a partir del año 2020 aplicando la política de desembarco de los descartes en la GSA 06.

	VL 0612 (%)		VL 1218 (%)		VL 1824 (%)		VL 2440 (%)	
	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56
<b>2015</b>	-9.1	-9.1	-21.4	-21.4	-100.0	-100.0	-59.5	-59.5
<b>2021</b>	-5.2	-6.3	-13.7	-15.6	-136.4	-113.9	-49.1	-51.3
<b>2022</b>	-4.9	-6.4	-12.5	-14.9	-53.9	-63.1	-33.2	-39.3
<b>2023</b>	-4.6	-5.9	-11.3	-14.1	-40.4	-51.8	-27.5	-34.7
<b>2024</b>	-5.0	-6.0	-11.3	-14.0	-38.7	-50.0	-26.8	-33.9
<b>2025</b>	-5.1	-6.2	-11.4	-14.2	-38.8	-50.2	-27.0	-34.2
<b>2030</b>	-5.1	-6.1	-11.5	-14.1	-38.6	-49.8	-27.0	-34.0
<b>2035</b>	-5.1	-6.1	-11.3	-13.8	-38.0	-48.9	-26.5	-33.3

En la figura 2.17 se muestra la valoración económica del volumen total de descartes de merluza y salmonete de fango desembarcados por la flota OTB una vez llegado a puerto. Se observa que no existen diferencias significativas en los intervalos de confianza al 95% respecto a los beneficios netos de la flota OTB entre generar un beneficio con la venta a 0.20€/kg, o generar un gasto de 0.50€/kg debido a la retirada de los descartes de puerto. Se analizaron cuatro escenarios, por una parte, los dos escenarios realizados con la selectividad de la malla T90 se observó que en los beneficios netos de la flota OTB agrupando todos los segmentos de flota no existen diferencias significativas, con una diferencia del 0.5% entre las medias de los dos escenarios de la T90. Por otra parte, los dos escenarios analizados con la selectividad de la malla DM56 se observa asimismo que no existen diferencias significativas como con la malla T90, con una diferencia del 0.9% entre las medias de los dos escenarios de la DM56.



**Fig. 2.17.** Evolución de los beneficios netos de la flota de arrastre demersal (OTB) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 4 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 5 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 6 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad DM56’, y escenario 7 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad DM56’.

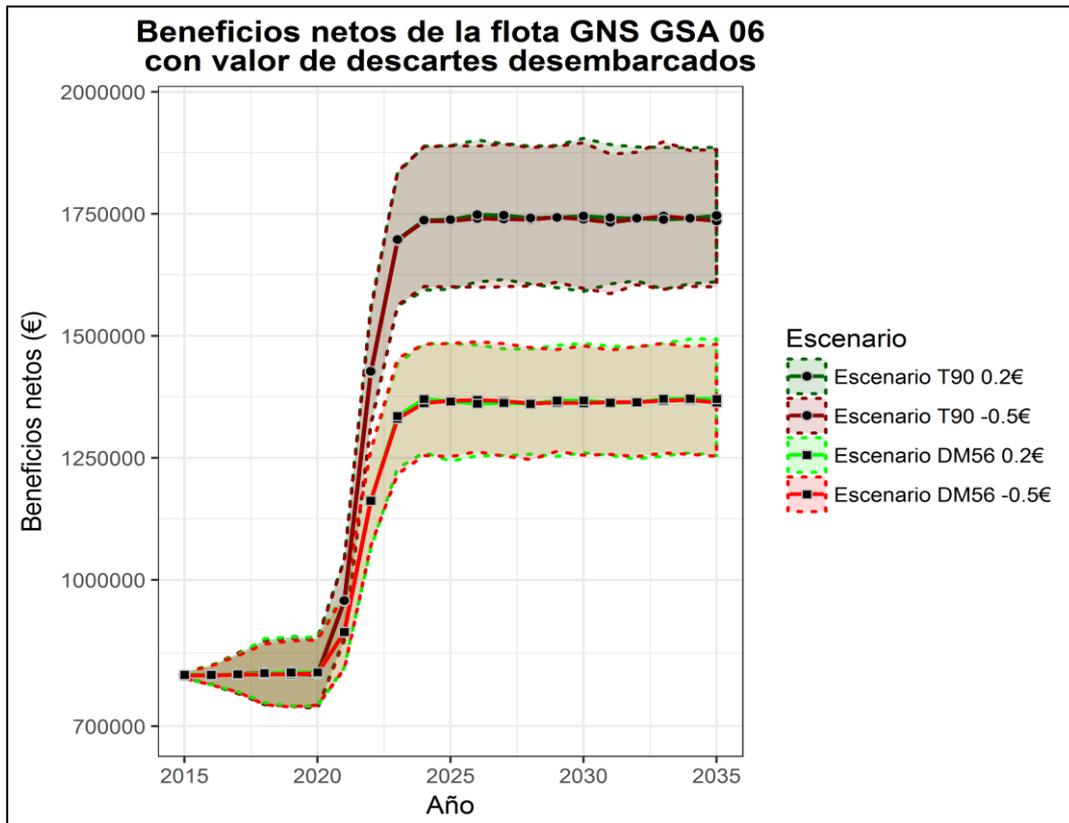
En la tabla 2.13 se muestra la pérdida porcentual de los beneficios netos de las flotas pesqueras de redes de fondo (GNS) con las modificaciones de la selectividad de la flota de arrastre (T90 y DM56) sin aplicar la política de desembarco de descartes, respecto a aplicar el desembarco de descartes. Por una parte, en el escenario 0 sin aplicar ninguna medida de gestión se observa que las flotas de GNS VL0006, VL0612, y VL1218 tienen una pérdida de sus beneficios del orden del 0.02%, 1.6%, y 0.5% respectivamente. A partir del año 2020, con la modificación de la selectividad T90 se observa un incremento de la pérdida de beneficios netos de las flotas GNS, alcanzando en el año 2025 las flotas VL0006, VL0612, y VL1218 un incremento de las pérdidas del 0.02 % al 0.03%, del 1.6 al 9.2%, y del 0.5% al 0.6% respectivamente; asimismo, con la malla DM56 un incremento de las pérdidas del 0.02 % al 0.04%, del 1.6 al 4.4%, y del 0.5% al 0.6% respectivamente.

**Tabla 2.13.** Porcentaje de cambio de beneficios netos de la flota GNS con la modificación de la selectividad (T90 y DM56) a la flota OTB a partir del año 2020 sin aplicar la política de desembarco de los descartes,

respecto a la modificación de la selectividad a la flota OTB a partir del año 2020 aplicando la política de desembarco de los descartes en la GSA 06

	VL 0006 (%)		VL 0612 (%)		VL 1218 (%)	
	T90	DM56	T90	DM56	T90	DM56
<b>2015</b>	-0.02	-0.02	-1.6	-1.6	-0.5	-0.5
<b>2021</b>	-0.02	-0.02	-2.2	-2.1	-0.6	-0.5
<b>2022</b>	-0.01	-0.02	-3.7	-3.0	-0.6	-0.6
<b>2023</b>	0.02	-0.02	-4.5	-3.1	-0.5	-0.6
<b>2024</b>	-0.02	-0.04	-7.2	-3.9	-0.5	-0.6
<b>2025</b>	-0.03	-0.04	-9.2	-4.4	-0.6	-0.6
<b>2030</b>	-0.04	-0.03	-9.8	-4.0	-0.6	-0.6
<b>2035</b>	-0.02	-0.02	-8.1	-3.7	-0.6	-0.5

En la figura 2.18 se muestra la valoración económica del volumen total de descartes de merluza y salmonete de fango desembarcados por la flota GNS una vez llegado a puerto. Se observa que no existen diferencias significativas en los intervalos de confianza al 95% respecto a los beneficios netos de la flota GNS entre generar un beneficio con la venta a 0.20€/kg, o generar un coste de 0.50€/kg debido a la retirada de los descartes del puerto. Se analizaron cuatro escenarios, por una parte, los dos escenarios realizados con la selectividad de la malla T90 se observó que en los beneficios netos de la flota GNS agrupando todos los segmentos de flota no existen diferencias significativas, con una diferencia del 0.3% entre las medias de los dos escenarios de la T90. Por otra parte, los dos escenarios analizados con la selectividad de la malla DM56 se observa asimismo que no existen diferencias significativas como con la malla T90, con una diferencia del 0.1% entre las medias de los dos escenarios de la DM56.



**Fig. 2.18.** Evolución de los beneficios netos de la flota de artes de redes de fondo (GNS) en la GSA 06. Se presentan las proyecciones del escenario 4 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 5 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad T90’, escenario 6 ‘valor económico de 0.20€/kg de los descartes con la selectividad DM56’, y escenario 7 ‘coste de 0.50€/kg de los descartes con la selectividad DM56’.



### 3.3. DISCUSIÓN

Hay un gran número de modelos bioeconómicos disponibles que son útiles para evaluar el impacto de las distintas medidas de gestión aplicadas en pesquerías o para investigar diferentes escenarios de gestión (ej. MEFISTO: Maynou, 2014; FISHRENT: Simons et al., 2014), y cada modelo está diseñado para ser utilizado con diferentes propósitos, que permiten evaluar las distintas medidas o escenarios de gestión de los stocks pesqueros con datos biológicos y económicos disponibles (Prellezo et al., 2012). Por lo tanto, una especificación de las necesidades y los objetivos de cualquier análisis económico o bioeconómico requiere como requisito previo la elección de un modelo apropiado (STECF, 2017).

En este estudio se ha empleado el modelo bioeconómico MEFISTO (Lleonart et al., 2003) como herramienta útil para investigar el efecto de distintas medidas de gestión basadas en la reducción de esfuerzo mediante la mejora de la selectividad del arte de arrastre (Maravelias et al., 2014). El modelo se ha empleado para incorporar una simulación multiespecífica e incorporar las interacciones entre diferentes flotas pesqueras para describir la interacción entre la flota de arrastre demersal y la flota artesanal que opera en las especies demersales (palangre de fondo y artes de redes de fondo) en la GSA 06. En el modelo se ha partido de dos asunciones, por una parte, se han utilizado datos de las evaluaciones del STECF como datos input del modelo bioeconómico, como se ha observado en los resultados presentes, los datos input en los efectivos poblacionales (número) no están en equilibrio con las mortalidades por pesca ( $F$ ) estimadas en los grupos de evaluación STECF, partiendo de una situación de dispersión de la calidad de los datos; por otra parte, la relación entre las series históricas de datos de biomasa reproductora (SSB) y reclutamiento ( $R$ ) no son suficientes para estimar una relación SSB/ $R$  lo cual se parte de una situación de reclutamiento constante para las especies del modelo bioeconómico de la GSA 06, como se ha visto en otros modelos bioeconómicos de Maravelias et al. (2014) y Merino et al. (2007) con las especies *M. merluccius* y *M. barbatus*, partiendo las simulaciones a cada tiempo  $t$  de un reclutamiento constante ( $R = R_0$ ); por tanto, estas fuentes pueden generar un valor de incertidumbre a las simulaciones bioeconómicas.

La pesca se trata de un proceso selectivo, y cualquier incidencia sobre el patrón de selección influye inevitablemente en la composición demográfica de una población y composición específica de una comunidad (Maravelias et al., 2014). Los stocks mediterráneos están compuestos en gran medida por las edades 0 y 1, debido a las altas tasas de explotación pesquera históricas (Maynou, 2014), por lo tanto, un cambio en la mejora del patrón de retención de los stocks mediterráneos tendrá como resultado una mejora de la conservación de los recursos mediterráneos. En el contexto de lograr el Fmsy para el año 2020 y la reducción progresiva de los descartes 'EU 1380/2013' (EU, 2013), existe un compromiso entre mejorar la selectividad y reducir el esfuerzo pesquero para maximizar la producción (Macher y Boncoeur, 2010).

La reducción de la mortalidad por pesca sobre la flota de arrastre demersal en la GSA 06 tiene efectos muy positivos sobre la biomasa reproductora (SSB) de especies objetivo como la merluza y salmonete de fango, que por consiguiente, redundan en una mejora de las capturas y de la viabilidad económica (Maynou, 2014). Los resultados obtenidos en el escenario 1 para *M. merluccius* indican una reducción del 28.4% de la mortalidad por pesca ( $F_{bar}$ : 1.39; STECF, 2015c) debido a la modificación de la selectividad del arte de arrastre por la malla T90 estudiada experimentalmente en nuestro trabajo, resultando en un incremento del 160% de la biomasa reproductora (SSB) y un aumento de las capturas del 35% en el año 2025. Asimismo, para *M. barbatus* se muestra una reducción del 54% de la mortalidad por pesca ( $F_{bar}$ : 1.47; STECF, 2014) con un incremento de la SSB del 134% y aumento de las capturas del 16%. Resultados similares se han obtenido en Raveau et al. (2012) donde se compara los efectos bioeconómicos de la selectividad de la malla T90 para *M. merluccius* respecto a otros dispositivos de selectividad con una alta mejora de la SSB de merluza a medio plazo con la T90. A diferencia de Raveau et al. (2012) en que la pérdida de capturas de merluza a corto plazo con la T90 no se recupera respecto a las capturas iniciales, en los resultados de este estudio de la GSA 06 se muestra que a partir del segundo o tercer año el volumen de capturas de merluza supera las capturas iniciales. Este resultado se explica por la elevadísima tasa de mortalidad por pesca en la merluza de GSA06, con ratio  $F/F_{msy}$  del orden de 10 (STECF, 2015c).

En comparación, con los resultados obtenidos en el escenario 2 (selectividad de la malla DM56), *M. merluccius* y *M. barbatus* indican una reducción del 19.6% y 34% respectivamente de la mortalidad por pesca; un incremento de la SSB 102% y 67%; y una mejora de las capturas del 29% y 12% en el año 2025. Resultados similares se han obtenido en Maravelias et al. (2014) en el Mar Egeo, y en Merino et al. (2007) en el golfo de Saronikos, observándose los beneficios biológicos mediante la mejora de la selectividad del arrastre, asimismo, se observan mayores beneficios para *M. merluccius* respecto a *M. barbatus*, al estar sometido a una presión pesquera mayor.

La flota de arrastre impacta negativamente sobre las flotas artesanales (palangre de fondo y redes de fondo) en el Mediterráneo noroccidental de forma significativa, en comparación, las flotas artesanales impactan de una forma más indirecta sobre la flota de arrastre (Lleonart et al., 2013). Incidiendo en una mejora del patrón de selección de la flota arrastre reduciremos el impacto sobre los juveniles de merluza que redundará en la mejora económica de la flota artesanal que interactúa en el stock de merluza (Lleonart et al., 2003). Las medidas de gestión de la T90 y DM56 afectan negativamente en los beneficios a corto plazo en las capturas de la flota de arrastre (Maravelias et al., 2014; Merino et al., 2007), asimismo, estas pérdidas económicas podrían ser un poco mayores a lo que se han estimado en los resultados presentes, ya que no ha modelizado adecuadamente una ecuación fija de capturas accesorias con valor comercial para cada modificación de la selectividad estudiada en las simulaciones bioeconómicas (malla T90 y malla DM56), que podrían generar una pérdida mayor respecto a la situación inicial. Aunque, esta pérdida de beneficios en las capturas a corto plazo se podría asumir con un incremento de los precios debido a la elasticidad de la oferta y la demanda; posteriormente los precios podrían bajar consecuentemente del aumento del volumen de capturas con la recuperación del stock a medio-largo plazo pero recuperando la rentabilidad económica

con el incremento de capturas; pero asimismo, estos precios también podrían incrementar debido al incremento de las tallas medias (Asche y Guillen, 2012; Macher et al., 2008).

La interacción entre la flota artesanal (flota de palangre de fondo y redes de fondo) y la flota de arrastre por los recursos pesqueros genera un impacto negativo sobre la flota artesanal debido a la dominancia de la flota de arrastre sobre la flota artesanal (Lleonart et al., 2013, 2003). En este estudio se muestra que las medidas de gestión en el Mediterráneo para la reducción de la mortalidad por pesca de la flota de arrastre son altamente necesarias, e implican dos efectos directos, por una parte, a medio-largo plazo la flota de arrastre se beneficiaría de sus acordes medidas de gestión debido a la recuperación de las especies objetivo como *M. merluccius* y *M. barbatus*; por otra parte, la flota artesanal se beneficiaría tanto en la mejora de beneficios como en sus capturas directamente a corto plazo sin implicación ninguna y sin aplicar un esfuerzo añadido sobre el sector de la flota artesanal que representa la flota con mayores pérdidas económicas respecto a la flota de arrastre. Por tanto, la modificación en el presente estudio del patrón de selección de la flota de arrastre beneficiaría económicamente a la flota artesanal a partir del primer año, mejorando la competitividad de los artes de la flota artesanal debido a la mejora del patrón de selectividad con la malla T90, que reduciría el impacto negativo de la flota de arrastre sobre los individuos de talla pequeña (Lleonart et al., 2013). Los resultados son acordes a los resultados obtenidos en Maravelias et al. (2014) y Merino et al. (2007) donde una reducción del esfuerzo pesquero de la flota de arrastre en la interacción por la captura de *M. merluccius* y *Mullus* spp. de la flota costera y la flota de arrastre genera un impacto positivo sobre los beneficios de la flota costera.

Los resultados presentados en este estudio muestran una reducción de los descartes con la mejora de la selectividad en las dos especies, por una parte, una reducción del 40% con la malla T90 y un 26% con la DM56 en *M. merluccius*, y un 86% y 84% respectivamente en *M. barbatus*; que por consecuente concluye en una reducción de los descartes de la flota de arrastre con un 40% y 29% respectivamente. Estos resultados son acordes a los estudios de Herrmann et al. (2013) y Tokaç et al. (2014) que muestran los beneficios y la mejora del patrón de selección de especies con la malla T90 respecto a la malla romboidal. Asimismo, los resultados obtenidos en este estudio son similares a los obtenidos en Raveau et al. (2012) mostrando la mayor reducción de descartes para *M. merluccius* con la malla T90 respecto a la utilización de rejillas, paneles de malla cuadrada, o la malla romboidal.

La red de malla romboidal en el copo de arrastre de 56 mm (DM56) modelizada aquí en base a resultados experimentales de otros autores (Sala y Lucchetti, 2011), mejora la selectividad para las dos especies estudiadas reemplazando la malla mínima romboidal de 50 mm, pero sigue sin ser suficiente para eliminar las capturas no deseadas de merluza por debajo de la talla mínima de 20 cm (EC 1967/2006: EC, 2006), a diferencia de los resultados obtenidos en el 'Capítulo I' en el estudio con la malla T90 para *M. merluccius* con una *L50* de 21.1 cm que satisface la talla mínima de desembarco (MLS).

El alto nivel de descartes (incluyendo las tallas por debajo de la talla mínima) se identifica como un factor de no sostenibilidad en las pesquerías del Mediterráneo (Maravelias et al., 2014). La identificación de los descartes de merluza y salmonete de fango por debajo de la talla mínima (merluza 20 cm LT; salmonete 11 cm; EC 1967/2006: EC, 2006) con obligación de desembarque ‘EU 1380/2013’ (EU, 2013), muestran en el presente estudio una pérdida económica de la flota de arrastre demersal debido al desembarco de las capturas sin fines económicos; en Coll et al. (2015) se estima que existe alrededor de un 20% de las capturas no declaradas en el área del mar Mediterráneo español y Golfo de Cádiz, de las cuales los valores no declarados más altos se encuentran representados por las flotas de palangre ( $19\% \pm 4\%$ ), enmalle ( $18\% \pm 3\%$ ), y arrastre ( $17\% \pm 2\%$ ). Las capturas ilegales en el área de estudio están principalmente dirigidas a juveniles de especies de interés comercial, como es el caso de la merluza (*M. merluccius*) que representa una parte sustancial de las capturas ilegales (Bellido et al., 2017). El arrastre que tiene como especie objetivo la merluza está representado como el recurso demersal más importante de especies en el Mediterráneo, y captura una gran cantidad de peces inmaduros (Bellido et al., 2017; Coll et al., 2015; Lleonart et al., 2003) que con la aplicación de la ‘Landing Obligation’ desaparecería el mercado de venta ilegal de peces por debajo de la talla mínima, y explicaría la pérdida económica de la flota de arrastre en la simulación bioeconómica a efectos teóricos. Asimismo, los resultados obtenidos muestran que con la modificación de la selectividad T90 y DM56 se minimizarían los efectos económicos adversos del desembarco de descartes con la reducción de estos.

Respecto a la flota artesanal, por una parte, la flota de palangre de fondo no se vería afectada por el desembarco de descartes debido a la pesca de individuos de merluza a partir de clases de edad 2 con talla superiores a la talla mínima (20 cm LT; EC 1967/2006: EC, 2006); y por otra parte, los descartes obtenidos para la flota de redes de fondo son acordes a los obtenidos en Sartor et al. (2016) con un volumen de descartes inferior al 5% en el Mediterráneo respecto al volumen de capturas de las especies objetivo como *M. barbatus*, que afectaría aproximadamente en un 1% sobre los beneficios de la flota. Asimismo, con el aumento de capturas de la flota de redes de fondo a partir de la de la selectividad del arrastre con la T90 y DM56, el volumen de descartes aumentaría con el incremento de capturas, pero que afectaría en un pérdida económica por debajo del 3% por los descartes de *M. merluccius* y *M. barbatus* sin fines económicos (Coll et al., 2015), que sería insignificante con el incremento de beneficios debido al aumento de capturas.

En el contexto actual de la implementación de la obligación de desembarco de los descartes del artículo 15 del ‘EU 1380/2013’ (EU, 2013) existe una alta incertidumbre, y las flotas de pesca demersales del Mediterráneo podrían ajustarse al grupo de excepciones denominado ‘de minimis’, que permitiría a las flotas pesqueras descartar un pequeño porcentaje de las capturas en aquellas pesquerías en las que incrementar la selectividad es muy complejo o relativamente caro. Por tanto, se trata de un contexto incierto en si las flotas del Mediterráneo implementarán el desembarco de descartes o se ajustarán al grupo de excepciones. Por otra parte, la segunda fuente de incertidumbre se trata del contexto de la valoración de los descartes si se llevara a cabo el desembarco de los descartes, ya que podría suponer un coste para las flotas pesqueras de 0.50€/kg, o un beneficio de 0.20€/kg (Sartor et al., 2016). Aunque, los resultados de los escenarios 4 y 5 respecto al

aspecto económico de los descartes con la selectividad de la malla T90, y los escenarios 6 y 7 con la malla DM56, muestran que esta última incertidumbre no supondría una pérdida ni beneficios significativa entre las dos selectividades estudiadas en el modelo bioeconómico de la GSA 06, de modo que no sería un argumento de justificación para el incumplimiento de la política de desembarco de los descartes.

Los stocks de merluza (STECF, 2015c) y salmonete (STECF, 2014) muestran un estado de sobrepesca desde hace más de 10 años, y, asimismo, una tendencia del descenso de capturas de merluza, por lo tanto, las recomendaciones del Comité Científico, Técnico, y Económico de la Pesca recomienda la reducción de la mortalidad por pesca para la recuperación de los stocks. En conclusión, estos resultados están dentro del contexto de las recomendaciones del STECF (2015c) y STECF (2014) para la reducción de la mortalidad por pesca mediante la mejora del patrón de la selectividad para alcanzar la recuperación de los stocks y reducir la edad de primera captura de merluza y salmonete que están explotados de forma insostenible (Colloca et al., 2013; Maynou, 2014). Acorde con Sala y Lucchetti (2011) la utilización de la malla romboidal de 50 mm (DM50) no es lo más adecuado para la gestión de la merluza en el Mediterráneo; y asimismo, la mejora del patrón de selección con la modificación de la malla del arte de arrastre por la malla T90 o DM56 supone un coste aproximado de 600 € (Raveau et al., 2012), tratándose de costes de implementación muy bajos que podrían ser subvencionados o asumidos por la flota de arrastre, y redundar en una mejora ya a corto plazo de la flota artesanal y a medio-largo plazo de la flota de arrastre, mejorando la sostenibilidad de los stocks pesqueros mediante una medida fácil de implementar.

Por lo tanto, el trabajo actual puede resultar útil en futuras estrategias de gestión para proporcionar asesoramiento científico en la reducción de la mortalidad por pesca y mejora de la selectividad en el área GSA 06, y que podría extrapolarse al Mediterráneo occidental. Evitar las capturas incidentales de juveniles mejoraría la sostenibilidad de los stocks del Mediterráneo que repercutiría en beneficios económicos para todas las flotas demersales que interactúan en el recurso. Es importante adoptar un enfoque ecosistémico de la gestión pesquera teniendo en cuenta el estado de las poblaciones y el estado económico de las flotas pesqueras (FAO, 2003).

Resumidamente, las pesquerías demersales y los stocks de las principales especies objetivo de la GSA 06 se encuentran en una situación de pesca insostenible y los stocks en una situación de sobreexplotación. Por tanto, hay que tomar medidas severas para la reducción de la mortalidad por pesca de la flota de arrastre mediante la modificación del patrón actual de pesca. La implementación de la obligación de desembarque se trata de una medida insuficiente para alcanzar los objetivos de recuperación de los stocks pesqueros, y presenta una alta incertidumbre en su implementación en el Mediterráneo. Se tiene que trabajar en la mejora del patrón de la selectividad como medidas eficientes para la reducción de la mortalidad por pesca y retrasar la edad de captura inicial para la recuperación de las poblaciones de peces del Mediterráneo (Breen et al., 2016; Colloca et al., 2013).

Este estudio muestra que cambios eficientes en el patrón de la selectividad con la malla T90 son medidas prometedoras respecto a la modificación clásica del incremento de la luz de malla cuadrada o romboidal para la recuperación de las pesquerías mediterráneas. De modo, hay que trabajar e investigar en medidas eficientes y mejoras tecnológicas de los artes con técnicas más selectivas como la implementación de la malla T90, rejillas, atracción lumínica, entre otros; que prometen una mejora de la recuperación de las poblaciones de las especies con un aumento de la biomasa y biomasa reproductora de las principales especies explotadas de forma insostenible; reducción de los descartes acorde con alcanzar los objetivos de la ‘Landing Obligation’; sostenibilidad de las flotas pesqueras mediante una mejora de la rentabilidad económica; protección de los hábitats mediante la mejora de artes más selectivos que reducen el impacto sobre los hábitats bentónicos, mejorando las prácticas pesqueras de la flota de arrastre que realiza un impacto mayor sobre los hábitats respecto a otros artes de pesca (Breen et al., 2016; Eigaard et al., 2016; Kaiser et al., 2016; Pitcher et al., 2017; Suuronen y Sardá, 2007).

## 4. CONCLUSIONES

Atendiendo a los resultados obtenidos en este estudio, se presentan las siguientes conclusiones:

- Los resultados de este estudio muestran que una simple modificación en la pieza de la extensión de arrastre mediante la modificación de la malla T90 aumenta significativamente la *L50* para 3 especies comerciales importantes de las pesquerías del Mediterráneo occidental, la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y los dos salmonetes (*Mullus barbatus* y *M. surmuletus*), satisfaciendo el cumplimiento de la talla mínima de desembarque para las tres especies, y capturando un 50% menos de individuos de merluza por debajo de la talla mínima respecto la malla reglamentaria actual de pesca.
- La modificación de la extensión mediante la red T90 supone un bajo costo de implementación que podría ser subvencionado o asumido por la flota de arrastre, pero que también reduce significativamente la captura comercial total del buque de pesca, un 17% en volumen y un 18% en valor económico a corto plazo, que podría compensarse con la reducción del tiempo y costos de clasificación, mejora de la calidad del pescado, aumento del valor de los precios de mercado debido a la elasticidad de la oferta y la demanda a corto plazo, y redundaría en un aumento de las capturas a medio-largo plazo con la recuperación de los stocks explotados de forma insostenible.
- La implementación de las mallas de estudio para mejorar la selectividad (T90 y DM56) tendrían un efecto significativo en la reducción de la mortalidad por pesca y reducción de los descartes de las especies objetivo *M. merluccius* y *M. barbatus*, que redundaría en un incremento de la biomasa reproductora a corto plazo, y un incremento de las capturas a medio-largo plazo de estas dos especies.
- La reducción de la mortalidad por pesca sobre la flota de arrastre demersal en la GSA 06 mediante la mejora del patrón de selección (T90 y DM56) afectaría en una reducción de las capturas a corto plazo de la flota de arrastre, que podría compensarse con el incremento de los precios debido a la elasticidad de la oferta y la demanda, y redundaría en una mejora de las capturas a medio-largo, donde los precios podrían incrementar con el aumento de las tallas medias, y disminuir por el incremento de las capturas (elasticidad de la oferta y la demanda) mejorando la viabilidad económica de la flota de arrastre.
- La modificación en el presente estudio del patrón de selección de la flota de arrastre beneficiaría económicamente a la flota artesanal a corto plazo sin aplicar ningún coste ni esfuerzo añadido, mejorando la competitividad de las flotas artesanales en la interacción por los recursos pesqueros demersales.
- Los costes de retirar, o beneficios de la venta de los descartes una vez llevados a puerto con la aplicación de la ‘Landing Obligation’, no afecta significativamente en los beneficios económicos de la flota de arrastre y redes de fondo, pudiendo asumirse el cumplimiento de la ‘Landing Obligation’ en términos económicos.



## 5. RECOMENDACIONES

- En este estudio se ha investigado por primera vez las propiedades selectivas de la malla T90 al nivel de la extensión del arte, abriendo una nueva línea para investigar la inserción de paneles de malla T90 para mejorar la selectividad de especies comerciales y mejorar el escape de especies no deseadas.
- En base a los resultados obtenidos, se recomienda considerar la geometría de la malla para la explotación sostenible de los recursos marinos para considerar los aspectos positivos y negativos de las diferentes configuraciones de malla, y otros parámetros de diseño.
- Se recomienda con especial importancia, la implementación de forma legal en el Reglamento de la Pesca del Mediterráneo la torsión de la malla romboidal a 90° (malla T90), satisfaciendo los objetivos de la gestión pesquera para mejorar la selectividad de tres especies comerciales importantes en el Mediterráneo occidental y mitigar el impacto de la ‘Landing Obligation’, como se ha demostrado en este estudio.
- Se recomienda, trabajar e investigar en técnicas más selectivas, medidas eficientes y mejoras tecnológicas de los artes como la implementación de la malla T90, dejando atrás las modificaciones clásicas del incremento de la luz de malla, que redundarían en la recuperación de los stocks de las especies comerciales sometidas a la mayor presión pesquera y reducción de las capturas no deseadas.
- Es importante adoptar análisis bioeconómicos de las pesquerías para la gestión pesquera, analizando el estado de los recursos pesqueros, efectos de las medidas de gestión a corto y medio-largo plazo, y la viabilidad económica de las flotas pesqueras que interactúan por los recursos.
- En base al estado de los recursos pesqueros, que requieren una reducción drástica de la mortalidad por pesca, y los resultados obtenidos en este estudio se recomienda la modificación del patrón actual de la selectividad de pesca con la malla T90 experimental, para contribuir a alcanzar el objetivo de la recuperación de los stocks de merluza y salmonete que están explotados de forma insostenible en las pesquerías del Mediterráneo.



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Autom. Control.* 19, 716-723. doi:10.1109/TAC.1974.1100705
- Anon, 2011. Impact assessment of discard reducing policies. *Studies in the field of the Common Fisheries Policy and Maritime Affairs, Lot 4: Impact assessment studies related to the CFP.* Comm. Eur. Communities June 2011.
- Arcos, J.M., Louzao, M., Oro, D., 2007. Fisheries ecosystem impacts and management in the Mediterranean: seabirds point of view. *Proc. Fourth World Fish. Congr. Reconciling Fish. with Conserv.* 587-592.
- Asche, F., Guillen, J., 2012. The importance of fishing method, gear and origin: The Spanish hake market. *Mar. Policy.* 36, 365-369. doi: 10.1016/j.marpol.2011.07.005
- Aydın, C., Tosunoğlu, Z., 2010. Selectivity of diamond, square and hexagonal mesh codends for Atlantic horse mackerel *Trachurus trachurus*, European hake *Merluccius merluccius*, and greater forkbeard *Phycis blennoides* in the eastern Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.* 26, 71-77. doi:10.1111/j.1439-0426.2009.01376.x
- Bahamon, N., Sardà, F., Suuronen, P., 2006. Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40 mm square mesh codend. *Fish. Res.* 81, 15-25. doi: 10.1016/j.fishres.2006.05.020
- Barbera, C., Bordehore, C., Borg, J.A., Glémarec, M., Grall, J., Hall-Spencer, J.M., De La Huz, C.D., Lanfranco, E., Lastra, M., Moore, P.G., Mora, J., Pita, M.E., Ramos-Esplá, A.A., Rizzo, M., Sánchez-Mata, A., Seva, A., Schembri, P.J., Valle, C., 2003. Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maërl beds. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 13, 65-76. doi:10.1002/aqc.569
- Bellido, J.M., Carbonell Quetglas, A., García-Rodríguez, M., García-Jiménez, T., González-Aguilar, M., 2014. The obligation to land all catches consequences for the Mediterranean. European Parliament, Directorate-General for Internal Policies Policy Department B: Structural and Cohesion Policies, 52.
- Bellido, J.M., García-Rodríguez, M., García-Jiménez, T., González-Aguilar, M., Carbonell-Quetglas, A., 2017. Could the obligation to land undersized individuals increase the black market for juveniles: evidence from the Mediterranean? *Fish Fish.* 18, 185-194. doi:10.1111/faf.12166
- Bicknell, A.W.J., Oro, D., Camphuysen, K.C.J., Votier, S.C., 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *J. Appl. Ecol.* 50, 649-658. doi:10.1111/1365-2664.12072

- BOE, 2012a. Orden AAA/2794/2012, de 21 de diciembre, por la que se regula la pesca con artes fijos y artes menores en las aguas exteriores del Mediterráneo. Bol. Ofic. Edo., 28 de diciembre de 2012. Núm. 312, 88675-88682.
- BOE, 2012b. Orden AAA/2794/2012, de 21 de diciembre, por la que se establece un Plan de Gestión Integral para la conservación de los recursos pesqueros en el Mediterráneo afectados por las pesquerías realizadas con redes de cerco, redes de arrastre y artes fijos y menores, para el período 2013-2017. Bol. Ofic. Edo., 29 de diciembre de 2012. Núm. 313, 89468-88682.
- Breen, M., Graham, N., Pol, M., He, P., Reid, D., Suuronen, P., 2016. Selective fishing and balanced harvesting. *Fish. Res.* 184. doi: 10.1016/j.fishres.2016.03.014
- Browne, D., Cosgrove, R., Tyndall, P., 2016. Assessment of T90 mesh in a fishery targeting whiting in the Celtic Sea. Disponible en: <http://www.bim.ie/media/bim/content/publications/5536,BIM,Assessment,-,T90,mesh,-,Whiting,-,Celtic,Sea,-,ONLINE.pdf>. (Consultado el 10/08/2016).
- Catchpole, T.L., Frid, C.L.J., Gray, T.S., 2005. Discarding in the English north-east coast *Nephrops norvegicus* fishery: The role of social and environmental factors. *Fish. Res.* 72, 45-54. doi: 10.1016/j.fishres.2004.10.012
- Coll, M., Carreras, M., Cornax, M.-J., Massutí, E., Morote, E., Pastor, X., Quetglas, A., Sáez, R., Silva, L., Sobrino, I., Torres, M., Tudela, S., Harper, S., Zeller, D., Pauly, D., 2015. An estimate of the total catch in the Spanish Mediterranean Sea and Gulf of Cadiz regions (1950-2010). *Fisheries Centre Working Paper.* 60, 53.
- Colloca, F., Cardinale, M., Maynou, F., Giannoulaki, M., Scarcella, G., Jenko, K., Bellido, J.M., Fiorentino, F., 2013. Rebuilding Mediterranean fisheries: A new paradigm for ecological sustainability. *Fish Fish.* 14, 89-109. doi:10.1111/j.1467-2979.2011.00453.
- CONFLICT (2008-2011). Proyecto I+D Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica "CONFLICT": Las comunidades litorales: bases para la gestión sostenible de un recurso compartido por la pesca recreativa y artesanal. Coord: Beatriz Morales-Nin.
- Condie, H.M., Catchpole, T.L., Grant, A., 2014. The short-term impacts of implementing catch quotas and a discard ban on English North Sea otter trawlers. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 1266-1276.
- Dereli, H., Aydın, C., 2016. Selectivity of Commercial and Alternative Codends for Four Species in the Eastern Mediterranean Demersal Trawl Fishery. *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 16, 971-992. doi:10.4194/1303-2712-v16
- Deval, M.C., Özgen, G., Özbilgin, H., 2016. Selectivity of 50 mm T0 and T90 codends for commercial shrimp species in the Turkish deepwater trawl fishery, Eastern Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.* 32, 1041-1057. doi:10.1111/jai.13128

- EC, 2006. European Council Regulation (EC) No 1967/2006 of 21 December 2006. Concerning management measures for the sustainable exploitation of fishery resources in the Mediterranean Sea, amending Regulation (EEC) No 2847/93 and repealing Regulation (EC) No 1626/94. *Off. J. Eur. Union. L 409*, 11-85.
- EC, 2008. Commission Regulation (EC) No 665/2008 of 14 July 2008 laying down detailed rules for the application of Council Regulation (EC) No 199/2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. *Off. J. Eur. Union. L 186*, 3-5.
- EC, 2016. Fleet Register of EU fishing vessels - European Commission. Disponible en: <http://ec.europa.eu/fisheries/fleet/index.cfm>. (Consultado el 15/07/2016).
- Eigaard, O.R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G.E., Hintzen, N.T., Laffargue, P., Mortensen, L.O., Nielsen, J.R., Nilsson, H.C., O'Neill, F.G., Polet, H., Reid, D.G., Sala, A., Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T.K., Tully, O., Zengin, M., Rijnsdorp, A.D., 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J. Mar. Sci.* 73. doi:10.1093/icesjms/fsv099
- EU, 2013. Regulation (EU) no 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) no 1954/2003 and (EC) no 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) no 2371/2002 and (EC) no 639/ and Council Decision 2004/585/EC. *Off. J. Eur. Union L 354*, 22–61.
- FAO, 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rome, FAO. 41. ISBN 92-5-103834-5
- FAO, 2003. Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries, FAO technical guidelines for responsible fisheries. 4, Rome, FAO. 112. doi:10.1079/9781845934149.0000
- FAO, 2011. International guidelines on bycatch management and reduction of discards. Rome, FAO. 73. ISBN 978-92-5-006952-4
- Feekings, J., Bartolino, V., Madsen, N., Catchpole, T., 2012. Fishery Discards: Factors Affecting Their Variability within a Demersal Trawl Fishery. *PLoS One.* 7, e36409.
- Fryer, R.J., 1991. A model of between-haul variation in selectivity. *ICES J. Mar. Sci.* 48, 281-290.
- GFCM, 2007. Resolution GFCM/31/2007/2 on the establishment of Geographical Sub-Areas in the GFCM Area.
- GFCM, 2016. Scientific Advisory Committee on Fisheries (SAC). Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (WGSAD). GFCM and FAO headquarters. Rome, Italy, 7-12 November 2016.

- Gonçalves, J.M.S., Stergiou, K.I., Hernando, J.A., Puente, E., Moutopoulos, D.K., Arregi, L., Soriguer, M.C., Vilas, C., Coelho, R., Erzini, K., 2007. Discards from experimental trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fish. Res.* 88, 5-14. doi: 10.1016/j.fishres.2007.06.017
- Guijarro, B., Massutí, E., 2006. Selectivity of diamond- and square-mesh codends in the deepwater crustacean trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES J. Mar. Sci.* 63, 52-67. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.08.011
- Gullestad, P., Blom, G., Bakke, G., Bogstad, B., 2015. The "Discard Ban Package": Experiences in efforts to improve the exploitation patterns in Norwegian fisheries. *Mar. Policy* 54, 1-9. doi: 10.1016/j.marpol.2014.09.025
- Hansen, U.J., 2004. Performance of a trawl codend made from 90° turned netting (T90) compared with that of traditional codends. ICES Fishing Technology and Fish Behaviour Working Group Meeting. Gdynia, 20-23 April 2004.
- Herrmann, B., Priour, D., Krag, L.A., 2007. Simulation-based study of the combined effect on cod-end size selection of turning meshes by 90° and reducing the number of meshes in the circumference for round fish. *Fish. Res.* 84, 222-232. doi: 10.1016/j.fishres.2006.10.020
- Herrmann, B., Wienbeck, H., Moderhak, W., Stepputtis, D., Krag, L.A., 2013. The influence of twine thickness, twine number and netting orientation on codend selectivity. *Fish. Res.* 145, 22-36. doi: 10.1016/j.fishres.2013.03.002
- Herrmann, B., Wienbeck, H., Karlsen, J.D., Stepputtis, D., Dahm, E., Moderhak, W., 2015. Understanding the release efficiency of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from trawls with a square mesh panel: effects of panel area, panel position, and stimulation of escape response. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 686-696.
- Hidalgo, M., Rouyer, T., Molinero, J.C., Massutí, E., Moranta, J., Guijarro, B., Stenseth, N.C., 2011. Synergistic effects of fishing-induced demographic changes and climate variation on fish population dynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 426, 1-12. doi: 10.3354/meps09077
- Kaiser, M.J., Hilborn, R., Jennings, S., Amaroso, R., Andersen, M., Balliet, K., Barratt, E., Bergstad, O.A., Bishop, S., Bostrom, J.L., Boyd, C., Bruce, E.A., Burden, M., Carey, C., Clermont, J., Collie, J.S., Delahunty, A., Dixon, J., Eayrs, S., Edwards, N., Fujita, R., Gauvin, J., Gleason, M., Harris, B., He, P., Hiddink, J.G., Hughes, K.M., Inostroza, M., Kenny, A., Kritzer, J., Kuntzsch, V., Lasta, M., Lopez, I., Loveridge, C., Lynch, D., Masters, J., Mazor, T., McConnaughey, R.A., Moenne, M., Francis, Nimick, A.M., Olsen, A., Parker, D., Parma, A., Penney, C., Pierce, D., Pitcher, R., Pol, M., Richardson, E., Rijnsdorp, A.D., Rilatt, S., Rodmell, D.P., Rose, C., Sethi, S.A., Short, K., Suuronen, P., Taylor, E., Wallace, S., Webb, L., Wickham, E., Wilding, S.R., Wilson, A., Winger, P., Sutherland, W.J., 2016. Prioritization of knowledge-needs to achieve best practices for bottom trawling in relation to seabed habitats. *Fish Fish.* 17. doi:10.1111/faf.12134

- Kelleher, K., 2005. Discards in the world 's marine fisheries. An update. FAO Fish. Tech. Pap. 470. Rome, FAO. 131. ISBN 92-5-105289-1
- Leitão, F., Baptista, V., Zeller, D., Erzini, K., 2014. Reconstructed catches and trends for mainland Portugal fisheries between 1938 and 2009: Implications for sustainability, domestic fish supply and imports. Fish. Res. 155, 33-50. doi: 10.1016/j.fishres.2014.02.012
- Lleonart, J., Maynou, F., Recasens, L., Franquesa, R., 2003. A bioeconomic model for Mediterranean fisheries, the hake off Catalonia (western Mediterranean) as a case study. Sci. Mar. 67, 337-351.
- Lleonart, J., Maynou, F., Salat, J., 2013. An analysis of fishing gear competition. Catalan fisheries as case studies. Sci. Mar. 77, 81-93. doi:10.3989/scimar.03691.04A
- Macher, C., Guyader, O., Talidec, C., Bertignac, M., 2008. A cost-benefit analysis of improving trawl selectivity in the case of discards: The *Nephrops norvegicus* fishery in the Bay of Biscay. Fish. Res. 92, 76-89. doi: 10.1016/j.fishres.2007.12.021
- Macher, C., Boncoeur, J., 2010. Optimal Selectivity and Effort Cost A Simple Bioeconomic Model with an Application to the Bay of Biscay *Nephrops* Fishery. Mar. Resour. Econ. 25, 213-232. doi:10.5950/0738-1360-25.2.213
- Madsen, N., Herrmann, B., Frandsen, R.P., Krag, L.A., 2012. Comparing selectivity of a standard and turned mesh T90 codend during towing and haul-back. Aquat. Living Resour. 25, 231-240. doi: 10.1051/alr/2012021
- Maravelias, C.D., Pantazi, M., Maynou, F., 2014. Fisheries management scenarios: trade-offs between economic and biological objectives. Fish. Manag. Ecol. 21, 186-195. doi:10.1111/fme.12060
- Martinet, V., Thébaud, O., Doyen, L., 2007. Defining viable recovery paths toward sustainable fisheries. Ecol. Econ. 64, 411-422. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.02.036
- Maynou, F., Sardà, F., Tudela, S., Demestre, M., 2006. Management strategies for red shrimp (*Aristeus antennatus*) fisheries in the Catalan sea (NW Mediterranean) based on bioeconomic simulation analysis. Aquat. Living Resour. 19, 161-171. doi:10.1051/alr:2006014
- Maynou, F., 2014. Coviability analysis of Western Mediterranean fisheries under MSY scenarios for 2020. ICES J. Mar. Sci. 71(7), 1563-1571. doi:10.1093/icesjms/fsu061
- Merino, G., Karlou-Riga, C., Anastopoulou, I., Maynou, F., Lleonart, J., 2007. Bioeconomic simulation analysis of hake and red mullet fisheries in the Gulf of Saronikos (Greece). Sci. Mar. 71, 525-535.
- Merino, G., Quetglas, A., Maynou, F., Garau, A., Arrizabalaga, H., Murua, H., Santiago, J., Barange, M., Prelezo, R., García, D., Lleonart, J., Tserpes, G., Maravelias, C., Carvalho,

- N., Austen, M., Fernandes, J.A., Oliver, P., Grau, A.M., 2015. Improving the performance of a Mediterranean demersal fishery toward economic objectives beyond MSY. *Fish. Res.* 161, 131-144. doi: 10.1016/j.fishres.2014.06.010
- Millar, R.B., Fryer, R.J., 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Rev. Fish Biol. Fish.* 9, 89-116. doi:10.1023/A:1008838220001
- Millar, R.B., Broadhurst, M.K., Macbeth, W.G., 2004. Modelling between-haul variability in the size selectivity of trawls. *Fish. Res.* 67, 171-181. doi: 10.1016/j.fishres.2003.09.040
- MINOUW. (2015-2019). Proyecto europeo EU H2020 ‘Science, Technology and Society Initiative to Minimize Unwatched Catches in European Fisheries’ “MINOUW”. Coord: Francesc Maynou.
- MINOUW, 2017. Case Study 1.4: Sea Bottom Trawl in Catalonia – MINOUW Project. Disponible en: <http://minouw-project.eu/case-studies/case-study-1-4/>. (Consultado el 20/06/2017)
- Moderhak, W., Dahm, E., Winbeck, H., Rehme, W., Hammer, C., Ernest, P., 1999. Determination of selectivity of cod codends made of netting turned through 90°. *Bull. sea Fish. Institute, Gdynia* 1, 3-14.
- Myers, R., 2002. Recruitment: understanding density-dependence in fish populations. In *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. 1, 123–163. Ed. by P. J. B. Hart, and J. D. Reynolds. Blackwell Publishing.
- Ordines, F., Massutí, E., Guijarro, B., Mas, R., 2006. Diamond vs. square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquat. Living Resour.* 19, 329-338. doi:10.1051/alr:2007003
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M.S., Martínez-Abraín, A., 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecol. Lett.* 16, 1501-1514. doi:10.1111/ele.12187
- Pitcher, C.R., Ellis, N., Jennings, S., Hiddink, J.G., Mazor, T., Kaiser, M.J., Kangas, M.I., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Rijnsdorp, A.D., Suuronen, P., Collie, J.S., Amoroso, R., Hughes, K.M., Hilborn, R., 2017. Estimating the sustainability of towed fishing-gear impacts on seabed habitats: a simple quantitative risk assessment method applicable to data-limited fisheries. *Methods Ecol. Evol.* 8. doi:10.1111/2041-210X.12705
- Prellezo, R., Accadia, P., Andersen, J.L., Andersen, B.S., Buisman, E., Little, A., Nielsen, J.R., Poos, J.J., Powell, J., Röckmann, C., 2012. A review of EU bio-economic models for fisheries: The value of a diversity of models. *Mar. Policy* 36, 423-431. doi: 10.1016/j.marpol.2011.08.003

- Quetglas, A., Gaamour, A., Reñones, O., Missaoui, H., Zarrouk, T., Elabed, A., Goñi, R., 2004. Common spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabricius, 1787) fisheries in the western Mediterranean: A comparison of Spanish and Tunisian fisheries. *Bolletti la Soc. d'Historia Nat. les Balear.* 47, 63-80.
- Raveau, A., Macher, C., Méhault, S., Merzereaud, M., Le Grand, C., Guyader, O., Bertignac, M., Fifas, S., Guillen, J., 2012. A bio-economic analysis of experimental selective devices in the Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) fishery in the Bay of Biscay. *Aquat. Living Resour. EDP Sci.* 25, 215-229. doi:10.1051/alr/2012035.
- Sala, A., Lucchetti, A., 2011. Effect of mesh size and codend circumference on selectivity in the Mediterranean demersal trawl fisheries. *Fish. Res.* 110, 252-258. doi: 10.1016/j.fishres.2011.04.012.
- Sala A., Lucchetti, A., Perdichizzi, A., Herrmann, B., Rinelli P., 2015. Is square-mesh better selective than larger mesh? A perspective on the management for Mediterranean trawl fisheries. *Fish. Res.* 161, 182-190.
- Sánchez, P., Sartor, P., Recasens, L., Ligas, A., Martin, J., De Ranieri, S., 2007. Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Sci. Mar.* 71, 765-773. doi:10.3989/scimar.2007.71n4765.
- Sartor, P., Carbonara, P., Lucchetti, A., Sabatella, E.C., 2016. Indagine conoscitiva sullo scarto della pesca alle specie demersali nei mari italiani. Valutazioni propedeutiche per l'implementazione delle disposizioni comunitarie in tema di obbligo di sbarco. *Quaderni Nisea.* 1, 40, ISBN 978-88-94-1553-1-0
- Shepherd, J. G., and Pope, J. G., 2002. Dynamic pool models II: short- term and long-term forecasts of catch and biomass. In *Handbook of Fish Biol. Fish.* 2, 164–188. Ed. by P. J. B. Hart, and J. D. Reynolds. Blackwell Publishing.
- Silvestri, S., Maynou, F., 2009. Application of a bioeconomic model for supporting the management process of the small pelagic fishery in the Veneto Region, northern Adriatic Sea, Italy. *Sci. Mar.* 73, 563-572. doi:10.3989/scimar.2009.73n3563
- Simons, S.L., Bartelings, H., Hamon, K.G., Kempf, A.J., Döring, R., Temming, A., 2014. Integrating stochastic age-structured population dynamics into complex fisheries economic models for management evaluations: the North Sea saithe fishery as a case study. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 1638-1652.
- Sistiaga, M., Herrmann, B., Grimaldo, E., O'Neill, F.G., 2016. Estimating the selectivity of unpaired trawl data: A case study with a pelagic gear. *Sci. Mar.* 80, 321-327. doi:10.3989/scimar.04409.26B
- Snape, R.T.E., Beton, D., Broderick, A.C., Çiçek, B.A., Fuller, W.J., Özden, Ö., Godley, B.J., 2013. Strand Monitoring and Anthropological Surveys Provide Insight into Marine Turtle

Bycatch in Small-Scale Fisheries of the Eastern Mediterranean. *Chelonian Conserv. Biol.* 12, 44-55. doi:10.2744/CCB-1008.1

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2013. Assessment of Mediterranean Sea stocks part I (STECF 13-22). Publications Office of the European Union. Luxembourg, EUR 26329 EN, JRC 86087, 400.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2014. Assessment of Mediterranean Sea stocks part I (STECF-14-17). Publications Office of the European Union. Luxembourg, EUR 26955 EN, JRC 93120, 393.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2015a. Mediterranean Assessments part II (STECF-15-06). Publications Office of the European Union. Luxembourg, EUR 27221 EN, JRC 95822, 396.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2015b. The 2015 Annual Economic Report on the EU Fishing Fleet (STECF-15-07). Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 27428 EN, JRC 97371, 434.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2015c. Mediterranean assessments part I (STECF-15-18). Publications Office of the European Union. Luxembourg, EUR 27638 EN, JRC 98676, 410.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2015d. Landing Obligation part 6 (Fisheries targeting demersal species in the Mediterranean Sea (STECF-15-19). Publications Office of the European Union. Luxembourg, EUR 27600 EN, JRC 98678, 268.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2016. EU Fleet Economic and Transversal data\_fs level (STECF-16-11). Disponible en: <https://stecf.jrc.ec.europa.eu/data-reports>. (Consultado el 23/10/2016).

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) 2017. Bio-Economic Methodology (EWG-17-05). Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 28359 EN. doi:10.2760/759034.

Suuronen, P., Sardá, F., 2007. By-catch reduction techniques in European fisheries: traditional methods and potential innovations. *By-catch Reduct. World's Fish.* 37-74. doi:10.1007/978-1-4020-6078-6\_3.

Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D., Rihan, D., 2012. Low impact and fuel efficient fishing-Looking beyond the horizon. *Fish. Res.* 119-120, 135-146. doi: 10.1016/j.fishres.2011.12.009.

Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, Á., Serrano, A., Martín, L., Brito, A., 2012. Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos. *Minist. Agr. Alim. Med. Amb.* 229.

- Tokaç, A., Herrmann, B., Aydın, C., Kaykaç, H., Ünlüler, A., Gökçe, G., 2014. Predictive models and comparison of the selectivity of standard (T0) and turned mesh (T90) codends for three species in the Eastern Mediterranean. *Fish. Res.* 150, 76-88. doi: 10.1016/j.fishres.2013.10.015
- Tokaç, A., Herrmann, B., Gökçe, G., Krag, L.A., Nezhad, D.S., Lök, A., Kaykaç, H., Aydın, C., Ulaş, A., 2016. Understanding the size selectivity of red mullet (*Mullus barbatus*) in Mediterranean trawl codends: A study based on fish morphology. *Fish. Res.* 174, 81-93. doi: 10.1016/j.fishres.2015.09.002
- Tsagarakis, K., Machias, A., Giannoulaki, M., Somarakis, S., Karakassis, I., 2008. Seasonal and temporal trends in metrics of fish community for otter-trawl discards in a Mediterranean ecosystem. *ICES J. Mar. Sci.* 65, 539-550.
- Tsagarakis, K., Palialexis, A., Vassilopoulou, V., 2014. Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 1219-1234. doi:10.1093/icesjms/fst048
- Uhlmann, S.S., van Helmond, Aloysius T. M. Stefánsdóttir, Elísabet Kemp Sigurðardóttir, S., Haralabous, J., Bellido, J.M., Carbonell, A., Catchpole, T., Damalas, D., Fauconnet, L., Feekings, J., Garcia, T., Madsen, N., Mallold, S., Margeirsson, S., Palialexis, A., Readdy, L., Valeiras, J., Vassilopoulou, V., Rochet, M.-J., 2014. Discarded fish in European waters: general patterns and contrasts. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 1235-1245. doi:10.1093/icesjms/fst176
- Wienbeck, H., Herrmann, B., Moderhak, W., Stepputtis, D., 2011. Effect of netting direction and number of meshes around on size selection in the codend for Baltic cod (*Gadus morhua*). *Fish. Res.* 109, 80-88. doi: 10.1016/j.fishres.2011.01.019





El Máster Internacional en GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE está organizado conjuntamente por la Universidad de Alicante (UA), el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), a través de la Secretaría General de Pesca (SGP), y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM), a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

El Máster se desarrolla a tiempo completo en dos años académicos. Tras completar el primer año (programa basado en clases lectivas, prácticas, trabajos tutorados, seminarios abiertos y visitas técnicas), durante la segunda parte los participantes dedican 10 meses a la iniciación a la investigación o a la actividad profesional realizando un trabajo de investigación original a través de la elaboración de la Tesis Master of Science. El presente manuscrito es el resultado de uno de estos trabajos y ha sido aprobado en lectura pública ante un jurado de calificación.

*The International Master in SUSTAINABLE FISHERIES MANAGEMENT is jointly organized by the University of Alicante (UA), the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment (MAGRAMA), through the General Secretariat of Fisheries (SGP), and the International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM), through the Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza (IAMZ),*

*The Master is developed over two academic years. Upon completion of the first year (a programme based on lectures, practicals, supervised work, seminars and technical visits), during the second part the participants devote a period of 10 months to initiation to research or to professional activities conducting an original research work through the elaboration of the Master Thesis. The present manuscript is the result of one of these works and has been defended before an examination board.*