



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

**TESIS**

presentada y públicamente defendida  
para la obtención del título de

**MASTER OF SCIENCE**

# Diferencias en Mesoescala en el patrón de descartes en el Mediterráneo español

SALVADOR MONTAVA MARTA  
Septiembre 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>		

## **Diferencias en Mesoescala en el patrón de descartes en el Mediterráneo español.**

Salvador Montava Marta

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

Alicante a 1 de septiembre de 2017



# **Diferencias en Mesoescala en el patrón de descartes en el Mediterráneo español.**

Salvador Montava Marta

Trabajo realizado en el IEO-Centro Oceanográfico de Murcia, San Pedro del Pinatar, España, bajo la dirección del Dr. José María Bellido (IEO-Centro Oceanográfico de Murcia) y Dr. Iosu Paradinas (IEO-Centro Oceanográfico de Murcia y Universidad de Valencia)

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

Autor

Fdo: José María Bellido

Fdo: D Salvador Montava Marta

Fdo: Iosu Paradinas

1 de septiembre de 2017



## ***AGRADECIMIENTOS***

Todo este trabajo no hubiera sido posible sin la confianza y la ayuda de mi tutor José María Bellido, que desde un principio me propuso un tema novedoso e interesante de hacer. La lección más importante que me llevo de Bellido es que desde el primer nos dijo que la base teórica la teníamos que tendríamos que confianza y los problemas solucionárselos nosotros mismos, esto me ha ayudado a comprender que en realidad tenía toda la razón y que la buena base que tenemos nos permite solventar problemas o aprender cosas nuevas por nosotros mismos. Gracias a Él he evolucionado como persona.

Por otra parte, tampoco hubiera sido posible sin mi tutor Iosu Paradinas, que desde momento me fascino el conocimiento estadístico que tenía. y siempre ha estado ahí por correo, Skype, en persona, Siempre disponible en cualquier parte del mundo que estuviera. Gracias he aprendido conocimientos estadísticos que a principio de año jamás hubiera imaginado y me ha animado a seguir con ello.

También dar las gracias a los componentes del equipo de Bellido, María Grazia Pennino y Raúl Vilela. Desde el primer día, estuve cómodo con ellos y siempre han estado atentos a mi por las dudas que tuviera acerca de todo. De verdad que me hicieron la estancia en San Pedro del Pinatar mucha más agradable.

En general a todo el personale de San Pedro del Pinatar, en especial a Antonio Esteban que me dio la oportunidad con la aprobación de Bellido y José Luis Sánchez Lizaso de poder vivir una experiencia maravillosa como es la campaña MEDITS.

También agradecer al directo del Master Lizaso por la fantástica dirección del Master y de los conocimientos de grandes profesionales que hemos podido adquirir.

Por último, dar las gracias a mis amigos de la carrera, Paco, Carla, Ivan y Ángel. Que sin su apoyo no hubiera podido acabar este trabajo.



## RESUMEN

Como indica Uhlman *et al.* (2014), las tasas de descarte presentan mucha variabilidad a escala europea y son más heterogéneas según las regiones que en las diferentes pesquerías. Por lo tanto, se conoce que existen variaciones a nivel regional, pero se desconoce si esas diferencias se dan a Mesoescala, en radio de 200km, aproximadamente. El objetivo del presente estudio es identificar si existen diferencias entre los patrones de descartes a escalas de radios aproximadamente de 200 km y si estas diferencias también se deben a otros factores como la profundidad o mes. Para ello, se caracterizó el descarte de tres metiers de arrastre de fondo de 8 puertos del Mediterráneo español, contando con el conjunto de datos hecho a partir de las observaciones realizadas del IEO y extraídos del S.I.R.E.N.O. Con esta información se realizó un estudio analítico-descriptivo para observar si existían patrones claros entre los diferentes puertos y posteriormente se modelaron los diferentes factores que afectaban a la presencia del descarte entre ellos. La fracción de descarte oscilo entre el 6-75%. El porcentaje más alto de descarte fue en común para el metier “DES-G”. Las especies que formaban parte como capturas accesorias fueron las que mayores tasas de descartes obtuvieron. Los análisis exploratorios mostraron diferencias en el patrón de los descartes, agrupando los puertos por pares según a la Comunidad autónoma que pertenecerían. Los resultados para los modelos fueron significativos para las dos variables continuas elegidas. La profundidad presento una correlación negativa respecto a la probabilidad presencia del descarte, posiblemente debido a las altas tasas de especies accesorias en el metier de poca profundidad “DES-G1/6”. Por otro lado, el comportamiento del factor Mes fue diferente obteniendo una correlación positiva de la probabilidad de presencia del descarte, debido a las fases de reclutamiento o el comportamiento de los pescadores frente a la pesca. Únicamente la probabilidad de presencia de descarte fue significativa en los puertos de Tarragona y Palamós, donde era probabilidad de presencia era mayor y Mazarrón, donde era menor. Esto proporciona un indicio que junto con los resultados anteriores si que podemos observar cierta variabilidad en el patrón del descarte a una mesoescala regional.

**Palabras clave:** Descartes, Patrón de descartes, Arrastre de fondo, Mediterráneo occidental, Mesoescala.



## ABSTRACT

As Uhlman *et al.* (2014) say, discard rates are highly variable at European level and are more heterogeneous across regions than in different fisheries. Therefore, it is known that there are variations at the regional level, but it is unknown if these differences are given to Mesoscale, in a radius of approximately 200km. The objective of the present study is to identify if there are differences between discard patterns at radius scales of approximately 200 km and if these differences are also due to other factors such as depth or month. For this purpose, the discarding of three bottom-trawling metiers of 8 ports of the Spanish Mediterranean was characterized, with the data set made from the IEO observations and extracted from S.I.R.E.N.O. With this information, an analytic-descriptive study was carried out to observe if there were clear patterns between the different ports and later the different factors that affected the presence of the discard between them were modeled. The discarding fraction oscillates between 6-75%. The highest percentage of discard was in common for metier "DES-G". The species that comprised as accessory catches were the ones that had the highest discard rates. The exploratory analyzes showed differences in the pattern of the discards, grouping the ports by pairs according to the autonomous Community that they would belong. The results for the models were significant for the two continuous variables chosen. The depth presented a negative correlation with the probability of the presence of the discard, possibly due to the high rates of accessory species in the shallow metier "DES-G1 / 6". On the other hand, the behavior of the factor Month was different obtaining a positive correlation of the probability of presence of the discard, due to the phases of recruitment or the behavior of the fishermen against the fishing. Only the probability of disposal was significant in the ports of Tarragona and Palamós, where it was likely to be present and Mazarrón, where it was smaller. This provides an indication that along with the previous results if we can observe some variability in the pattern of the discard to a regional mesoscala.

**Keywords:** Discards, Discard Pattern, Bottom Trawl, Western Mediterranean, Mesoscale.



# INDICE GENERAL

Índice de Figuras.....	13
Índice de Tablas.....	15
Lista de acrónimos.....	17
1. INTRODUCCIÓN.....	19
1.1. Los descartes en la pesca.....	19
1.2. Importancia del descarte.....	20
1.3. Razones de los descartes.....	22
1.3.1. Condiciones naturales.....	22
1.3.2. Comunidad Pesquera y Regulación.....	24
1.3.3. Aspectos económicos: mercado e inversiones.....	24
1.4. Historia de la gestión de los descartes.....	25
1.4.1. Canadá.....	25
1.4.2. Australia.....	26
1.4.3. Nueva Zelanda.....	26
1.4.4. Islandia.....	26
1.4.5. Noruega.....	27
1.4.6. Islas Feroe.....	28
1.4.7. Unión Europea.....	28
1.5. Justificación del estudio.....	31
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	33
2.1. Área de estudio.....	33
2.2. Tipología de los Datos.....	35
2.2.1. Origen de los datos.....	35
2.2.2. Flota pesquera.....	35
2.2.3. Especies de interés.....	39
2.3. Tratamientos de los datos.....	39
2.3.1. Análisis exploratorios.....	39
2.3.2. Modelos lineares.....	40
2.4. Paquetes y software utilizado.....	46
3. RESULTADOS.....	47
3.1. Exploración grafica.....	47
3.1.1. Puertos.....	47

3.1.2. Especies .....	50
3.2. Análisis exploratorios .....	52
3.2.1. Cluster/MDS (Análisis de escalamiento dimensional).....	52
3.2.2. Kruskal-Wallis .....	53
3.3. Modelos estadísticos .....	55
4. DISCUSION .....	61
5. CONCLUSIONES .....	65
6. BIBLIOGRAFÍA .....	67
7. ANEXOS .....	74
7.1 Figuras .....	74
7.2 Tablas de datos .....	75

## Índice de Figuras

Fig. 1 Esquema de los diferentes componentes de una captura. (GFCM-CGPM,2016)	19
Fig. 2 Descartes registrados por área estadística de la FAO. (Kelleher,2008)	20
Fig. 3 Tasas de descarte (en porcentaje) para las pesquerías de arrastre de fondo que operan en las subregiones de la CGPM. (GFCM,2016)	21
Fig. 4 Área 27 (Atlántico noroccidental). (FAO)	29
Fig. 5 Área 37 (Mediterráneo y Mar Negro). (FAO)	29
Fig. 6 Área de estudio, Mediterráneo occidental.	34
Fig. 7 Giro de Alborán, con el Giro occidental anticiclónico de Alborán y el Giro oriental de Alborán. La zona gris muestra la importante zona de la productividad del fitoplancton. (Hauschildt et al., 1999).	34
Fig. 8 Puntos de muestreo en los diferentes Puertos seleccionados.	36
Fig. 9 Funciones vínculos utilizados en los GLM.	41
Fig. 10 Ejemplo de los Boxplot sin y con la función jitter	42
Fig. 11 Fracción capturada y descartada de cada Puerto para los diferentes metiers: GSA1 (arriba), GSA6(abajo).	49
Fig. 12 Porcentaje del descarte de las diferentes especies en cada Puerto.	51
Fig. 13 Dendograma sobre la presencia de descarte por Puertos.	52
Fig. 14 MDS sobre la presencia del descarte por Puertos.	53
Fig. 15 Individuos descartados respecto a los individuos totales de la captura en cada: Puerto (izquierda), Provincia (Centro) y Comunidad (Derecha).	53
Fig. 16 Grafico de cajas con presencia/ausencia de los descartes en: Puertos (izquierda) y Metiers (Derecha).	55
Fig. 17 Grafico de cajas con presencia/ausencia de los descartes en: Profundidad (izquierda) y Mes (Derecha).	56
Fig. 18 Grafico resultado del GAM para el modelo 06. Comportamiento de la presencia del descarte con la profundidad.	58
Fig. 19 Curva ROC para el modelo 6.	59
Fig. 20 Gráficos para analizar los residuales del modelo: Valores respuesta frente valores ajustados (izquierda), Q-Q plot (derecha).	60
Fig. 21 Respuesta del factor Mes a la probabilidad de presencia del descarte.	63



## Índice de Tablas

Tabla 1 Factores que afectan a los descartes en el Mediterráneo. (Eliassen y Christensen, 2012) .....	22
Tabla 2 Censo flota pesquera por puertos y modalidades. ....	36
Tabla 3 Tabla Barcos seleccionados por puertos con características técnicas y Metier. 38	
Tabla 4. Paquetes utilizados en el estudio.....	46
Tabla 5 Resumen Capturas y Descartes totales para las especies objetivo del estudio por Puerto y Metier y Captura total especies con porcentaje del descarte. ....	48
Tabla 6 Resultados análisis Kruskal-Wallis para cada factor por separado.....	54
Tabla 7 Test a posterior por puertos con corrección de Bonferroni (p-valor= 0.00179).54	
Tabla 8 Test a posterior por Provincia con corrección de Bonferroni (p-valor= 0.0033)). .....	54
Tabla 9 Test a posterior por Comunidad con corrección de Bonferroni (p-valor= 0.0088). .....	55
Tabla 10 Recopilación y estructura de los modelos utilizados para el estudio. ....	56
Tabla 11 Resumen indicadores para la selección y revisión de las diferentes estructuras propuestas para analizar la presencia de descarte. ....	57
Tabla 12 Summary del GAM para el modelo 06.....	58



## **Lista de acrónimos**

ANOVA Análisis de la varianza

CE Comisión Europea

CPUE Captura por unidad de esfuerzo

CV Comunidad Valenciana

DPUE Captura descartada por unidad de esfuerzo

FAO Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

GAM Modelos aditivos generalizados

GLM Modelos lineares generalizados

GSA Geographical Sub-Areas

ICPUE Individuos retenidos por unidad de esfuerzo

IDPUE Individuos descartados por unidad de esfuerzo

MLS Talla Mínima Desembarque

PNDB Programa Nacional de recopilación, gestión y uso de los Datos Pesqueros

PPC Política Pesquera Común

SIRENO Seguimiento Integrado de los Recursos Naturales Oceánicos

TAC Total Admisible de Capturas

UE Unión Europea

VMS Vessel Monitoring System

ZEE Zona Económica Exclusiva



# 1. INTRODUCCIÓN

«Es imposible estimar la cantidad de pequeños peces que es destruida dado que es imposible estimar la cantidad que es lanzada por la borda, muerta o muriendo» (Holt, 1895)

## 1.1. Los descartes en la pesca

El descarte, o captura descartada es esa porción de la materia orgánica total de origen animal en la captura, la cual es desaprovechada, o vertida en el mar por cualquier razón. No incluye materiales vegetales y desechos post pesca tales como vísceras o entrañas. Los descartes pueden ser muertos o vivos (FAO,2011).

Los descartes siempre han sido aceptados como una parte inherente e inevitable de la actividad pesquera pero actualmente son una cuestión clave en la evaluación de las poblaciones, tanto como biólogos pesqueros, organismos de ordenación y hasta el público en general han reconocido la importancia de elaborar información cuantitativa sobre las discrepancias entre los desembarques y las capturas reales de una especie (Stergiou *et al.*, 1998; Stratoudakis *et al.*, 1998, Catchpole y Gray, 2010, Bellido *et al.*, 2011, Condie *et al.*, 2014 Borges, 2015, Sardà *et al.*, 2013).

Esta fracción depende mucho del tipo de pesca practicado y los artes utilizados. En el siguiente trabajo nos centraremos en la pesca de arrastre, una de las modalidades de pesca menos selectivas y que en consecuencia suele generar una gran cantidad de descartes (Mallo1,2005).

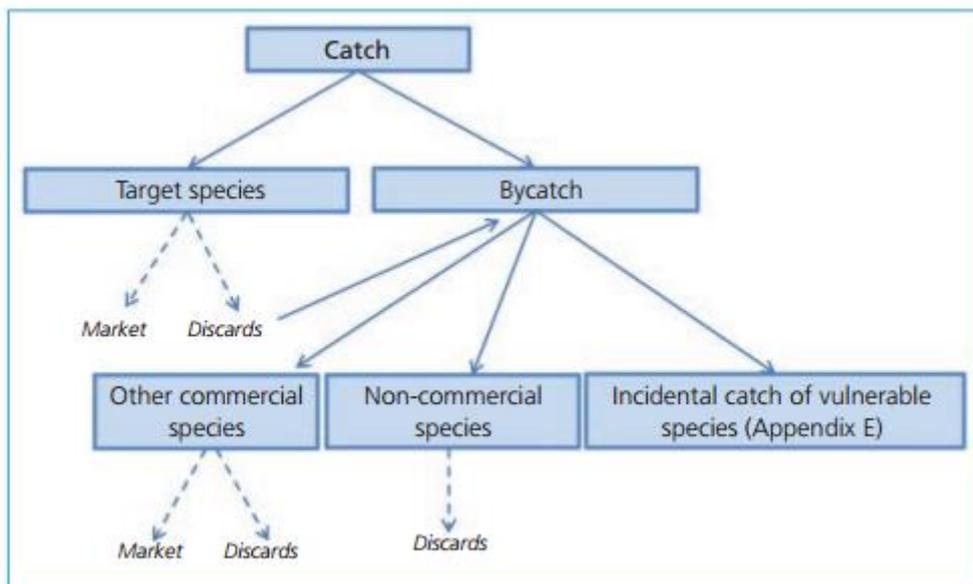


Fig. 1 Esquema de los diferentes componentes de una captura. (GFCM-CGPM,2016)

## 1.2. Importancia del descarte

Según las estimaciones de Kelleher (2008) en “Descartes en la pesca de la captura mundial” para el periodo 1992-2001, a nivel mundial el descarte fue de unos 7,3 millones de toneladas de pescado al año, alrededor de una tasa de descarte del 8%.

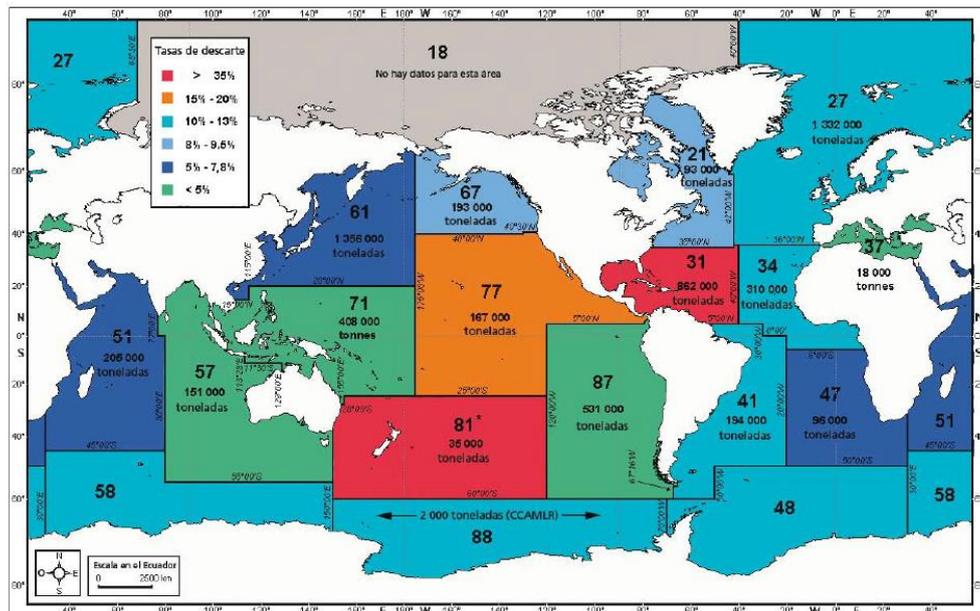


Fig. 2 Descartes registrados por área estadística de la FAO. (Kelleher, 2008)

Según áreas FAO (Fig.2), las mayores cantidades de descarte se estimaron para el Atlántico nororiental (~1.4 millones Tm/año, Pacífico noroccidental (~1.3 millones Tm/año) y el Atlántico Centro-occidental (~0.8 millones Tm/año) (Kelleher, 2008). Mientras que para el Mediterráneo las estimaciones por Kelleher (2008) fueron de ~18 Tm/ año, las estimaciones más recientes están alrededor de 230.000 toneladas, una tasa del 18.6 % del total de capturas anuales (Tsagarakis *et al.*, 2013).

En el caso de las pesquerías, Kelleher (2008) estima que las pesquerías de arrastre de camarón y la de peces demersales representan el 50 % del total de descartes estimado siendo también un 22% de los desembarques totales.

A escala de la Unión Europea, existe una variabilidad en las tasas de descarte entre las diferentes regiones (Uhlmann *et al.*, 2014). En el Mar del Norte (Atlántico Noreste) se pueden observar una cantidad anual de descartes de 800,000-900,000 Tm (Garthe *et al.*, 1996), lo que supone aproximadamente una tasa de descarte del 10% (Johnsen y Eliassen, 2011, Dann *et al.*, 1990). En aguas adyacentes se han observado, el 1.4% de descarte en el Mar Báltico (Kelleher, 2008) o en la zona occidental conocida como aguas occidentales (oeste de Irlanda y Escocia) oscilan entre el 30% y el 90% y por último el Mar céltico (Sur de Irlanda) con una tasa del 33% de descarte estimada a partir de datos de la flota de arrastre francesa (Rochet *et al.*, 2002).

De la misma manera ocurre en el Mediterráneo, se encuentran distintas tasas en función de la región, el arte empleado, la especie objetivo o la profundidad. Según la región, las

tasas de descarte de zonas como Italia, Turquía, Siria y Egipto no superan tasas de 20% de descarte en contraposición a zonas como Grecia, tasa de 38-49% o España 26.7%-64.5%. Según el arte empleado: el arrastre de fondo la tasa de descarte varía entre el 9,6% y el 70,3%, entre el 2% y el 15% para el cerco y entre el 3,2% y el 50% en otros artes que se emplean por la flota artesanal (Tsagarakis *et al.*, 2013).

Concretamente el arte de arrastre como podemos observar es uno de los artes utilizados en el Mediterráneo que más porcentaje de descarte presentan (15-65.5%), su tasa varía entre lances, días, áreas o estaciones, lo que refleja las diferencias entre la demanda del mercado local y las composiciones de especies que componen las capturas (GFCM, 2016). Otros estudios estiman que la cantidad de descartes en el arrastre varia del 20 al 50% de la biomasa capturada en todas las áreas del Mediterráneo (Moranta *et al.*, 2000, Machias *et al.*, 2001, Sartor *et al.*, 2003, Sánchez *et al.*, 2004, Tsagarakis *et al.*, 2013).

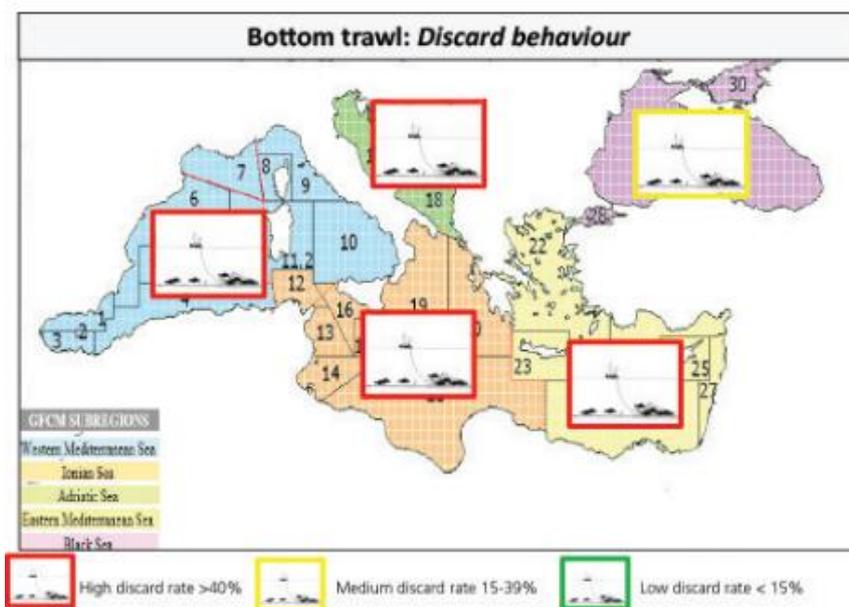


Fig. 3 Tasas de descarte (en porcentaje) para las pesquerías de arrastre de fondo que operan en las subregiones de la CGPM. (GFCM, 2016)

Como se puede observar la pesca y los descartes son fenómenos estrechamente asociados, en un sentido estricto no hay prácticamente ninguna pesca sin descarte. Así pues, nos encontramos ante un problema, “el problema de los descartes” según Kelleher (2008) que abarca varios temas o subproblemas y que se remontan a los fundamentos de la practicas y el conocimiento de la pesca. Se pueden identificar varias cuestiones (Hall, 1994):

- ✚ **Cuestiones políticas y éticas:** Los descartes son vistos como un derroche de recursos naturales, contrario a una administración y gestión pesquera responsable y a la utilización sostenible de los recursos marinos.
- ✚ **Cuestiones de manejo o gestión pesquera:** la dificultad de diseñar e implementar un régimen de manejo que satisfaga múltiples objetivos sociales, económicos y biológicos, al mismo tiempo que limite o impida el descarte, o evite la captura probable de ser descartada.
- ✚ **Cuestiones ecológicas:** relacionados con el impacto de los descartes sobre la ecología marina.

- ✚ **Cuestiones técnicas y económicos:** los problemas técnicos de selectividad del arte y utilización de especies con una baja demanda comercial a través de la transformación, o agregando valor; los problemas económicos impuestos por los esfuerzos para reducir la captura incidental, aumentar los desembarques de la captura incidental o aumentar su utilización.

### 1.3. Razones de los descartes

La variedad de factores, biológicos, naturales, culturales, legales, técnicos, y económicos que afectan a los descartes, hacen que la problemática de los descartes sea bastante compleja para los científicos y administradores pesqueros (Bellido *et al.*, 2011; García-Rivera *et al.*, 2015, Crean y Symes, 1994; Gillis *et al.*, 1995; Maynou y Sardá, 2001; Bergmann *et al.*, 2002; Eliassen y Christensen, 2012).

Estos factores a menudo actúan de una manera sinérgica por lo que no puede ser fácil identificarlos por separado, especialmente en las pesquerías multiespecíficas (Tsagarakis *et al.*, 2013). El uso de técnicas de pesca no selectivas como el arrastre dan lugar a un gran volumen de descartes (Johnsen y Eliassen, 2011) pero también contribuyen a aumentar las tasas de descarte, las condiciones naturales y factores biológicos de las especies (Maynou y Sardá, 2001; Bergmann *et al.*, 2002). Además, esta decisión de descartes es tomada a bordo motivada por razones económicas y sociales-culturales, limitada por razones legales y técnicas (Rochet y Trenkel, 2005; Eliassen y Christensen, 2012) (Tabla 1).

Tabla 1 Factores que afectan a los descartes en el Mediterráneo. (Eliassen y Christensen, 2012)

Categorías	Factores
<b>Condiciones naturales</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Abundancia, tamaño y composición de la captura</li> <li>- Disponibilidad de recursos</li> <li>- Ciclos de vida de las especies</li> <li>- Factores ambientales (profundidad, características de los fondos marinos, productividad, etc.)</li> </ul>
<b>Comunidad Pesquera</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tiempo de inmersión, duración del arrastre</li> <li>- Prácticas de clasificación</li> </ul>
<b>Estado y la regulación</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Medidas técnicas (selectividad de las artes)</li> <li>- Cierres espacio-temporales</li> <li>- MLS</li> <li>- Inspección por parte de las autoridades</li> </ul>
<b>Mercado</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bajo o nulo valor económico de las capturas (individuos dañados o subdimensionados, especies no deseadas)</li> <li>- Uso de recursos relacionados con factores socioeconómicos</li> <li>- Capacidad de almacenamiento del buque y capacidad de clasificación de la tripulación</li> </ul>

#### 1.3.1. Condiciones naturales

La composición de especies y tamaños, la disponibilidad de los recursos, los ciclos biológicos, y los factores ambientales afectan a la hora de realizar una pesca selectiva, donde únicamente se capturen especies y tamaños de interés pesquero (Johnsen y Eliassen,

2011). En consecuencia, la composición de la captura, afecta los pescadores a la hora de descartar (Tsagarakis *et al.*, 2012).

En general, las practicas del descarte se reducen, en pesquerías monoespecíficas donde la especie objetivo pertenece a bancos homogéneos, al contrario de lo que sucede en pesquerías multiespecíficas donde el rango de especies objetivo es mayor y estas se encuentran en bancos mixtos, con variedad de especies y tamaños (Eliassen y Christensen, 2012). Por lo que cuando no hay una captura exitosa de especies comerciales primarias: se aumenta la captura de las especies o tamaños de menor valor (Tsagarakis *et al.*, 2012) o cuando la captura de estas especies primarias o de gran valor comercial es insuficiente para su venta, estas pueden llegar ser descartadas (Gonçalves *et al.*, 2007).

También influye la disponibilidad de los recursos, así pues, puede darse una transferencia de las especies que van a ser descartadas a pasar a ser especies desembarcadas cuando el recurso objetivo de la pesca se ve reducido por una elevada presión ((Tsagarakis *et al.*, 2008) o cuando la zona es poco productiva (Tsagarakis *et al.*, 2013) o en temporadas desfavorables por el mal tiempo (Machias *et al.*, 2004). De este modo, la captura incidental se convierte en un ingreso adicional para suavizar las perdidas cuando la disponibilidad al recurso o el acceso está limitada, lo que repercute finalmente en un menor nivel de descartes (Tsagarakis *et al.*, 2013).

En algunos lugares, como en el Mediterráneo, los descartes presentan variabilidad en relación con la profundidad (Machias *et al.*, 2001; Sánchez, 2004; MalloI, 2005) debido a la variación de la composición de las capturas y la biomasa relativa de las especies objetivo en los distintos estratos de profundidad (Tsagarakis *et al.*, 2013).

Seguidamente, hay que tener en cuenta los patrones estacionales en el descarte en varias pesquerías (Moranta *et al.*, 2000, Castriota *et al.*, 2001, Quetglas *et al.*, 2004) que posiblemente se relacionen con los ciclos biológicos de las especies que componen la captura, como puede ocurrir durante el periodo de reclutamiento de las especies que provoca que se capturen grandes cantidades de individuos pequeños y con ello puedan ocurrir descartes más amplios (Sánchez *et al.*, 2004; Tsagarakis *et al.*, 2012), y/o cambios en los zona de distribución, como es en el caso de las especies que durante su periodo reproductivo migran a zonas poco profundas accesibles para pesquerías artesanales lo que provoca capturas mayores y descartes de estas (Tzanatos *et al.*, 2007; Tsagarakis *et al.*, 2013).

Por último, los factores ambientales pueden afectar, como es el caso de la profundidad en la pesca que no muestra un patrón constante relacionado con el estrato: existe una correlación positiva de profundidad con la tasa de descarte (Machias *et al.*, 2001) o en operaciones de poca profundidad también se producen altas cantidades de descarte (Moranta *et al.*, 2000; Sánchez *et al.*, 2004). Este patrón indefinido en la profundidad es debido a la composición variable de las capturas y a la biomasa relativa de las especies en los diferentes estratos de profundidad, así como con otros factores: Tipo de sustrato, productividad, corrientes, etc.... que afectan a las comunidades. En el caso del Mediterráneo, las tasas del descarte presentan aumentos en relación con la profundidad

(Machias *et al.*, 2001; Sánchez, 2004; Malloí, 2005) debido a la variación de la composición de las capturas y la biomasa relativa de las especies objetivo en los distintos estratos de profundidad (Tsagarakis *et al.*, 2013).

### **1.3.2. Comunidad Pesquera y Regulación.**

Por lo que respecta a la comunidad pesquera, se ha demostrado que la actitud, la experiencia y el enfoque en la práctica afectan a los descartes. En el Mediterráneo, la comunidad no percibe los descartes como un problema sino como una fuente de alimento para algunos organismos (Eliassen *et al.*, 2012). Por otra parte, las prácticas en base a la experiencia de cada pescador como la duración del arrastre de fondo (Stergiou *et al.*, 1998) presentan una relación positiva con las tasas de descarte, debido al estado de las especies de la captura resultante, repercute en una de las razones para descartar especies de alto valor comercial (Tzanatos *et al.*, 2007; Gonçalves *et al.*, 2007).

Por otra parte, la comunidad pesquera se ve afectada por las diferentes medidas técnicas y regulaciones. Especialmente las que se refieren a la selectividad del arte que básicamente tienen como objetivo variar la composición de la captura y en consecuencia el descarte (Malloí, 2005). En el reglamento (CE) nº 1967/2006 en referencia a las medidas para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mediterráneo recoge en el artículo 9 las dimensiones mínimas de las artes de pesca, concretamente para el arrastre el tamaño de malla del copo debe ser de 40 mm cuadrados o 50 mm de diamante, que según varios estudios (GFCM, 2012) aumentan la selectividad del arte favoreciendo la reducción de la fracción descartada. Sin embargo, un punto a destacar es el bajo incumplimiento de las pesquerías de estas medidas técnicas (Papadopoulou *et al.*, 2012) o restricciones legales como es el caso de los tamaños mínimos de desembarque (MLS) (Machias *et al.*, 2004).

### **1.3.3. Aspectos económicos: mercado e inversiones.**

La última categoría engloba el valor en el mercado, así como las inversiones de los pescadores en la tecnología (artes de pesca y el equipamiento de los buques), esta última se relaciona con la capacidad de almacenamiento o las prácticas de clasificación que pueden dar lugar a descartes masivos cuando la captura excede estas capacidades (Anon, 2001).

El valor en el mercado es el factor más importante de esta categoría, porque es la razón principal para descartar ya las especies de bajo o ningún valor comercial (78% de los descartes) o las especies dañadas y/o más pequeñas de las comerciales van a ser principalmente descartadas (Tzanatos *et al.*, 2007), destacando que la demanda del mercado se antepone al tamaño del pescado (MLS) para descartar. El valor económico de las especies es variable ya que respecto a la temporada e incluso cada día el precio va fluctuando respecto a la demanda del mercado, por lo que una vez se supera el límite de

demanda de la especie lleva a los pescadores a descartar por no tener un rendimiento económico (Santojanni *et al.*, 2005).

Por otra los patrones geográficos son evidentes en las relaciones con los descartes como en el caso del Mediterráneo. Esto está relacionado con las demandas de los mercados regionales y los hábitos alimenticios de cada zona, las sociedades que tengan una riqueza superior son más selectivas a la hora de seleccionar los recursos, como en el caso de España donde la Boga (*Boops boops*) suele ser descartada (Sánchez *et al.*, 2004) en contraste con Grecia donde constituye una parte importante de los desembarques (Tsagarakis *et al.*, 2012), y en zonas más pobres se comercializan rangos más amplios de especies diferentes, en el caso del Rabbitfish (*Siganus Rivulatus*, migrante lessepsiano) que no tiene un valor comercial en la mayoría de sitios de Grecia pero en Egipto es una especie altamente comercial (Halim y Rizkalla, 2011).

#### **1.4. Historia de la gestión de los descartes**

Los Descartes existen desde que el hombre empezó a explotar los recursos marinos: “Again, the Kingdom of Heaven can be illustrated by a fisherman - he casts a net into the water and gathers in fish of every kind, valuable and worthless. When the net is full, he drags it up onto the beach and sits down and sorts out the edible ones into crates and throws the others away...” Mathew 13.47-48 (Alverson *et al.*, 1994). En un principio, las especies descartadas correspondían con las que no eran aptas para el consumo humano, pero a medida que se fue desarrollando el comercio a través de diferentes culturas, ciertas especies empezaron a ser valoradas económicamente mientras que otras eran descartadas, aunque fueran consumibles. Actualmente una de las razones principales del descarte se corresponde con la ausencia de valor económico de las especies capturadas (Mallol, 2005).

Se han propuesto y aplicado varias soluciones para mitigar los descartes (Sigurdardóttir *et al.*, 2015, Rijnsdorp *et al.*, 1996), sin embargo, es ampliamente reconocido que necesitan adaptarse a las características locales de cada pesquería (Hall y Mainprize, 2005, Johnsen y Eliassen, 2011, Rochet *et al.*, 2014, Sala *et al.*, 2016, 2017).

En los últimos años las medidas para reducir los descartes o la prohibición de los mismos es una realidad en muchos países como: Canadá, Australia, Nueva Zelanda o Islandia y en Europa como Noruega, Islas Feroe o la Unión Europea en conjunto con la nueva Política Pesquera Común (PPC). Cabe destacar las medidas de gestión que han llevado a cabo las Islas Feroe, Islandia o Noruega que, aunque siguen teniendo descarte, ha funcionado relativamente bien (Catchpole *et al.*, 2005) consiguiendo reducir las tasas de descarte (Pálsson *et al.*, 2006; Løbach y Viem, 1996).

##### **1.4.1. Canadá**

Según Clucas (1997) en Canadá se encuentra una prohibición de descartes en la pesquería demersal del Atlántico que hace ilegal devolver al agua cualquier pez de fondo excepto

aquellos específicamente autorizados, especies con altas tasas de supervivencia en la liberación o cuando no haya uso práctico o nutricional para la especie en particular o atrapados en trampas para el bacalao. Además, los buques de mayor tamaño están obligados a llevar observadores, lo que implicaría que no hubiera descartes ilegales en estos buques. Esta prohibición de Canadá ha sido respaldada por regulaciones que permiten el cierre temporal de áreas con altas capturas incidentales e incluyen pequeños porcentajes de captura incidental en las asignaciones de cuotas.

#### **1.4.2. Australia**

Según Kelleher (2005), el problema de los descartes en Australia está incluido en la política y los planes de acción, una característica es que Australia reconoce los descartes como un asunto que afecta al recurso pesquero, los aspectos ambientales, educacional, ingenieril y económico y que es necesario un tratado estratégico y de manera enfocada y coordinada. De esta manera la AFMA (Autoridad Australiana de Manejo Pesquero) coordina los esfuerzos de los diferentes grupos de intereses y tratan de desarrollar planes de acción para cada pesquería mediante grupos de trabajos con miembros de todos los sectores implicados.

#### **1.4.3. Nueva Zelanda**

En Nueva Zelanda encontramos una gestión de cuotas que provoca que el descarte o la devolución de la mayoría de las especies sea ilegal, aun así, ocurre a menudo como en el caso de las pesquerías de arrastre en las especies que no son de la cuota o se ha agotado la cuota. El sistema de ITQ pretende que la cuota para cubrir los peces excedidos sea comprada por otro titular de la cuota después de haber sido desembarcada o el valor de la captura excedida sea entregado al estado y también permite sobrepasar un 10% la cuota en una temporada, deduciéndolo de la siguiente. Sin embargo, muchos pescadores encuentran más fácil descartar que pasar por el complejo sistema de desembarque del pescado y hacerlo legalmente. Esto ha sido observado ya que en los buques que transportaban observadores a bordo han registrado cantidades mayores de especies no objetivo que en los buques que no llevaban observadores (Annala, 1996). Grafton (1996) sugiere que con la puesta en marcha del sistema ITQ en Nueva Zelanda se produjo un aumento de descarte en el mar por lo que debería de existir un equilibrio entre los incentivos en tierra y los desincentivos de capturar peces fuera de las cuotas.

#### **1.4.4. Islandia**

Islandia introdujo un sistema de gestión de ITQs seguido por introducción de una prohibición de descarte en el mar de las capturas en todas sus principales pesquerías, esto no provocó ninguna recuperación y al contrario ocasionó un aumento del descarte. Actualmente, desde 1996 Islandia gestiona los descartes de la gran mayoría de sus

especies comerciales (25 en total), la reglamentación islandesa exige la conservación de la mayoría de especies de peces para los que existen o especies para las que existe un valor comercial por lo que sus especies comerciales se gestionan mediante Tacs.

El funcionamiento de la cuota en Islandia funciona de tal manera, que, para empezar la operación de pesca, un buque ha de disponer de suficiente cuota para sus capturas probables, si no es así no puede salir a pescar. Después de una marea si un buque no tiene cuota de captura suficiente para incluir las capturas accesorias, otros buques de la misma flota deben transferirle la cuota que les falte en el plazo de tres días tras el desembarque (Dirección General de Pesquerías de Islandia, 2017). Sin embargo, este sistema tiene cierta flexibilidad, ya que permite el desembarco de hasta un 5% de la captura extra de la cuota de cada barco por marea.

Por otra parte, la prohibición de descartes ha ido acompañada con el establecimiento y funcionamiento de un “banco de captura incidental” a partir de 1989. El objetivo de este banco era demostrar a los pescadores y al sector del comercio que, si existía un mercado para especies que no son objetivo, introduciendo y promoviéndolas a los consumidores.

La aplicación de estas medidas ha permitido una significativa reducción del nivel de especies descartadas (Dirección General de Pesquerías de Islandia, 2017). Dichos niveles están más asociados al sistema de ITQs y a la combinación del resto de medidas que a la propia prohibición de descartes (La respuesta del Gobierno islandés, 2017).

#### **1.4.5. Noruega**

Noruega fue uno de los primeros países en prohibir los descartes. La prohibición de estos se instauró sobre el 1980 en la ley n<sup>o</sup>40 relativa a la pesca en aguas marítimas. Dicha ley, explica que está prohibido descartar o liberar ejemplares capturados muertos o moribundos de especies enunciadas (16 especies) en las aguas interiores, aguas territoriales y la ZEE (zona económica exclusiva) de Noruega (Olivert-Amado, 2008). Las medidas más importantes son el tamaño de la malla, las normas de selectividad, la restricción del uso de las redes de arrastre y otros artes, los cierres temporales-estacionales o reales, las normas de captura incidental, los tamaños mínimos y la prohibición de los descartes, con el objetivo principal de promover un patrón de explotación donde los reclutas y los peces de tamaño inferior a la normal sean salvados y donde se pueda minimizar la captura secundaria no deseada (Dirección General de Pesca Noruega, 2017).

La capacidad pesquera de los buques está gestionada mediante TACs como en el caso de Islandia y la cornisa atlántica de la UE (Olivert-Amado, 2008).

Para que todas estas medidas tengan un buen cumplimiento y estimular al sector pesquero a no descartar las capturas no deseadas, Noruega cuenta con un plan de incentivos a través de las organizaciones de venta de los pescadores, donde estos pueden obtener el 100% del valor del pescado de talla inferior y la pesca accesorias siempre que su proporción de captura este dentro de los límites establecidos. Pero si estas capturas exceden los límites serán compensados hasta el 20% del valor de la captura por gastos de manipulación y transporte (Buisman,2001). Al contrario, si este pescado es capturado de forma ilegal, el

valor de tal captura será para las organizaciones de ventas que lo destinaran para su gasto propio como el control.

#### **1.4.6. Islas Feroe**

La pesca demersal es la principal pesquería en las Islas Feroe y explota los stocks del bacalao (*Gadus morhua*), el carbonero (*Pollachius virens*) y el eglefino (*Melanogrammus aeglefinus*).

Esta pesquería colapso en los años 90 y actualmente desde 1996 se gestiona mediante un sistema de regulación de esfuerzo de los buques, sustituyendo al antiguo sistema de TACs, a los cuales se les asigna un número de días de pesca al año en función de la capacidad de captura (Jakupsstovu *et al.*, 2007). Para mitigar la captura de especies descartadas, la gestión incluye la prohibición de descartes junto a otras medidas. Como áreas cerradas a la pesca de forma permanente o temporales para temporada de desove (Jakupsstovu *et al.*, 2007), donde están obligados a informar inmediatamente de la presencia de juveniles en un área para que los inspectores puedan cerrarla o también existen establecidas tallas mínimas o reglamentos sobre el tamaño de malla de los artes.

Todo este sistema necesita un buen sistema de control para ello las Islas Feroe controlan los buques de más de 15 toneladas a través de VMS y los más pequeños por los desembarques (Gezelius, 2008).

#### **1.4.7. Unión Europea**

En estos países anteriores, la gestión de los descartes es menos compleja que en la Unión Europea, ya que son más pequeños, la población es más homogénea y no hay grandes pesquerías mixtas a diferencia de la Unión Europea donde si las hay (Comisión Europea, 2009a) junto con un sector pesquero europeo muy diverso con diferencias significativas entre las regiones del Atlántico Norte y las del Mediterráneo (Uhlmann *et al.*, 2013).

Las pesquerías del Atlántico Noreste están gestionadas mediante cuotas. Estas poblaciones son explotadas en mareas de varios días por una flota de gran escala compuesta por barcos de varios países, con una baja variedad de artes de pesca y de especies objetivo (Salz *et al.*, 1996).

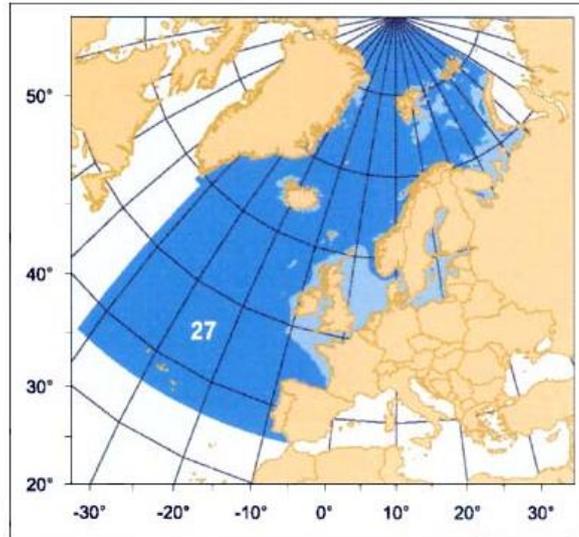


Fig. 4 Área 27 (Atlántico noroccidental). (FAO)

Por otro lado, la variedad en la amplitud de la plataforma continental del Mediterráneo origina que se dé una alta diversidad de especies en las zonas costeras, favoreciendo una explotación multispecífica concentrada en dichas zonas (Comisión Europea, 2008). Las pesquerías del Mediterráneo están gestionadas, en su mayoría, mediante el control del esfuerzo debido a que la operación de pesca suele ser de pequeña escala por los pescadores locales durante mareas de no más de un día y con una multitud de artes (Salz *et al.*, 1996; Tsagarakis *et al.*, 2013).

Dadas estas diferencias, las soluciones o acciones contra el descarte que han sido eficaces en los países nórdicos o en países donde la pesca era semejante no tienen por qué ajustarse a la totalidad de las pesquerías que se encuentran en la Unión Europea, sin embargo, se considera esta experiencia nórdica a la hora del desarrollo de medidas de gestión de los descartes e identificar las necesidades de cada región (Johnsen y Eliassen, 2011).

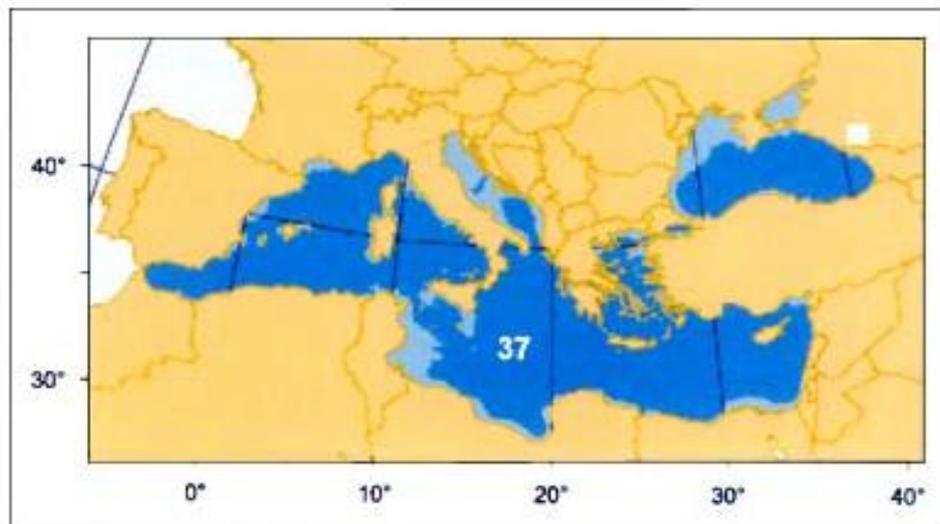


Fig. 5 Área 37 (Mediterráneo y Mar Negro). (FAO)

Recientemente en la Unión Europea se estableció la nueva Política Pesquera Común (PPC) (Reglamento de la UE nº 1380/2013), donde uno de sus objetivos principales sería la eliminación gradual de los descartes, imponiendo una obligación de desembarque para las especies con límites de captura, y en el Mediterráneo, para las especies con un Tamaño Mínimo de Referencia de Conservación (MCRS) (Anexo III del Reglamento (CE) nº 1967/2006).

La medida entrará en vigor en las pesquerías europeas en función de un calendario (Enmienda 119, art. 15). Dicho calendario es el siguiente:

A partir del 1 de enero de 2014 a más tardar:

- ✚ **Pequeñas pesquerías pelágicas:** caballa, arenque, jurel, bacaladilla, boquerón, pejerrey, sardina y espadín.
- ✚ **Grandes pesquerías pelágicas:** atún rojo, pez espada, atún blanco, patudo y otros espadones.
- ✚ **Pesquerías de uso industrial:** capelán, lanzón y faneca noruega, entre otras.
- ✚ Salmón en el **Mar Báltico**.

A partir del 1 de enero de 2016 a más tardar, las siguientes pesquerías en aguas de la Unión situadas en el Atlántico Norte:

- ✚ **Mar del Norte:** Pesquerías de bacalao, abadejo, pescadilla, carbonero, cigala, lenguado común, solla, merluza, camarón boreal, pesquerías en el Mar Báltico distintas de las del salmón y otras pesquerías que se analizarán con más detenimiento.
- ✚ **Aguas occidentales del norte:** Pesquerías de bacalao, abadejo, pescadilla, carbonero, cigala, lenguado común, solla, merluza y otras pesquerías que se analizarán con más detenimiento.
- ✚ **Aguas occidentales del sur:** Pesquerías de bacalao, abadejo, pescadilla, carbonero, cigala, lenguado común, solla, merluza y otras pesquerías que se analizarán con más detenimiento.

A partir del 1 de enero de 2017 a más tardar, pesquerías no contempladas en el apartado 1, en aguas de la Unión y en aguas no pertenecientes a la Unión.

Sin embargo, hay una serie de especies que quedarán excluidas de la obligación de desembarque, como son:

- a) Las especies que se hayan capturado para cebo vivo.
- b) Las especies para las que la información científica disponible ha demostrado altos índices de supervivencia tras la captura, tomando en cuenta las características de los distintos artes de pesca, las prácticas de pesca y las condiciones de la zona de pesca.

El destino de estos desembarques estará restringido a usos distintos del consumo humano, para evitar la creación de nuevos mercados o ampliar los ya existentes, buscando que no se obtenga ventajas económicas de esta fracción de la captura (Bellido *et al.*, 2011, 2017; Sardà *et al.*, 2015). Solo se podrán emplear para hacer harinas de pescado, aceites de pescado, piensos para la alimentación animal o cebo.

Dependerá de cada Estado Miembro la opción a fines benéficos o caritativos. La comercialización de algunas capturas se podrá realizar en base al artículo 39 del reglamento y su beneficio ira destinado a un fondo, gestionado por cada Estado Miembro para subvencionar fines de control, vigilancia y programas de recopilación de datos científicos (Enmienda 119, art 15).

Esto plantea varias cuestiones a las partes interesadas y sobre todo a la gestión de los desechos, la construcción de instalaciones portuarias o adaptación de ya existentes y al manejo de los costos adicionales por la manipulación y preservación de esta captura no deseada. Sin embargo, las cantidades de capturas no deseadas que se deben manejar no siempre están bien estimadas, sobre todo porque la prohibición se aplica a cierto número de especies. Además, el reglamento establece que pueden decidirse las excepciones y fijar planes de descarte (Damalas, 2015) sobre la base de criterios específicos como la exención de minimis. Además de estas cuestiones políticas oportunas, las estimaciones de los descartes también son importantes para objetivos científicos y de gestión, como la evaluación de las poblaciones, el modelado de los ecosistemas, la estimación de las capturas totales (incluidas las reconstrucciones de capturas) y la comercialización y la sensibilización ambiental.

## **1.5. Justificación del estudio**

En el Mediterráneo el primer estudio en detalle que se hizo sobre los descartes fue lo que se derivó de un proyecto europeo financiado por el Directorado General de Pesquerías (DG XIV) perteneciente al Comisionado de la Comunidad Europea. Este proyecto se inició en 1994 con la participación conjunta de tres países: España, Italia y Grecia. El objetivo principal del estudio fue analizar la composición cualitativa y cuantitativa de los descartes producidos por la flota de arrastre en diferentes áreas del Mediterráneo.

En los dos últimos decenios, los estudios sobre descartes en el Mar Mediterráneo han aumentado, aunque se ha prestado mucha atención al arrastre de fondo, que produce la mayor parte de los descartes (Tsagarakis *et al.*, 2014).

Es sabido que hay variaciones a nivel regional, pero se desconoce si esas diferencias se dan a Mesoescala, en radios de 200 km aproximadamente. Una definición de Mesoescala no es una tarea fácil, esta se encargarían de estudiar los patrones o fenómenos cuyas dimensiones normalmente no se estudian debido a que tienen una dimensión espacial posiblemente pequeña o se estudian solo regiones a nivel de Mesoescala por separado, únicamente una por estudio. la importancia de estudiar las diferencias a Mesoescala, es porque estos son los que directamente nos pueden dar un vistazo de lo que sucede

realmente, una radiografía de la situación, como en nuestro caso las tasas de descarte y sabríamos el impacto social a una escala reducida de este problema.

Este trabajo analizara los distintos patrones de descartes en distintos puertos pesqueros de Málaga, Almería, Murcia, Alicante, Tarragona y Gerona para estudiar si el patrón de descarte es el mismo, se descartan las mismas especies, en las mismas épocas, en las mismas profundidades, etc... Esto es especialmente importante ya que las especies objetivo no están claramente definidas en la cuenca y los pescadores realmente se dirigen a un complejo de especies (Stergiou *et al.*, 2003; Caddy, 2009). Los descartes específicos de especies pueden variar en gran medida, desde cero (para algunas especies altamente comerciales en algunas pesquerías) hasta el descarte total (para especies no comerciales) (Carbonell *et al.*, 2003; Damalas y Vassilopoulou, 2013). Además, las capturas incidentales comerciales son importantes en muchas pesquerías y constituyen una importante fuente complementaria de ingresos para los pescadores (Tsagarakis *et al.*, 2008). Por lo tanto, las proporciones de descarte de captura incidental comercial pueden variar enormemente de manera estacional o geográfica debido a condiciones naturales, comunidad, estado y regulaciones, e influencia del mercado (Eliassen *et al.*, 2014; Tsagarakis *et al.*, 2014).

El presente trabajo tiene como objetivo general ver la diferencia entre los patrones de descarte a niveles de Mesoescala con objetivos secundarios como:

- Identificar si existe una diferencia de descartes a escalas de radios aproximadamente de 200 km.
- Y si estas diferencias se deben a otros factores como la geografía, condiciones naturales, etc...

Para ello se han escogido 8 puertos del Mediterráneo español: Almería, Fuengirola, Mazarrón, Águilas, Santa Pola, Villajoyosa, Tarragona y Palamós, abarcando así todo el Mediterráneo occidental. Y el arte de arrastre de fondo, ya que es el arte con mayor tasa de descartes (Tsagarakis *et al.*, 2013). Contando con el conjunto de datos hecho a partir de las observaciones a bordo realizadas del IEO y extraídos del SIRENO

En primer lugar, se hizo un estudio analítico-descriptivo para observar si existían patrones claros entre los diferentes puertos y que especies contribuían a ello. Posteriormente se modelaron los diferentes factores que afectaban al descarte entre Puertos.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

El presente estudio se ha realizado en ocho puertos con presencia de arrastreros entre las comunidades de: Andalucía, Murcia, Comunidad Valenciana y Cataluña. Abarcando la mayoría el Mediterráneo occidental español, entre los 36°-43°N y los 04°E- 06°W. El área de estudio (Fig. 6) se definió a partir de los datos de captura observados, de las posiciones geográficas de las operaciones de pesca realizadas por las embarcaciones comerciales con arrastre de fondo de la flota española, durante los años 2011-2012.

El Mediterráneo occidental, tiene una superficie de 860.000 km<sup>2</sup> con una profundidad media de 1.612 m, siendo la máxima de 3.733 m (Würtz, 2010), la mayor parte de la plataforma continental de esta cuenca es muy estrecha, superando rara vez los 20 km de anchura (Salat *et al.*, 2002) repercutiendo en la baja amplitud de la marea en 15 cm de media (Rodríguez, 1982).

El régimen hidrológico del Mediterráneo está regido por la temperatura y la salinidad de las masas de agua, es decir, por las corrientes termohalinas. Constituye una cuenca semi-cerrada de concentración donde las pérdidas de agua por evaporación son mayores que los aportes fluviales y pluviométricos, lo que se ve compensado por la entrada de agua atlántica. Por ello, las temperaturas no bajan de 12.4°C (Rodríguez, 1989).

Concretamente, según el Inventario Español de Hábitats marinos, en lo que se refiere a las costas mediterráneas españolas, se observa una transición entre el litoral catalán, de afinidades más frías y entre el cabo la Nao y el cabo de Gata, el sector más cálido y la frontera del área de influencia atlántica. Aunque buena parte de las especies que encontramos son comunes en todo el litoral Mediterráneo, otras presentan una gradación y representan los distintos sectores del litoral.

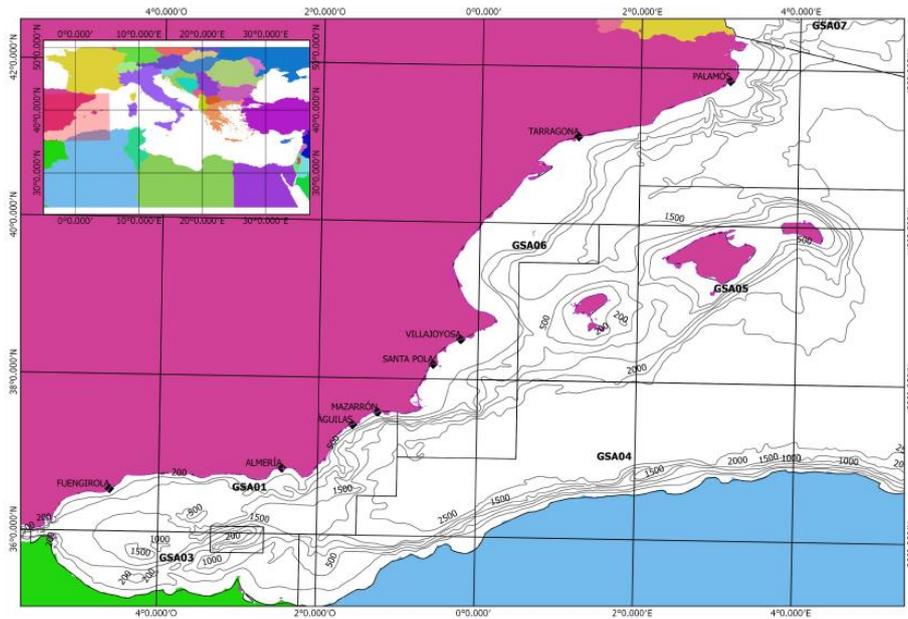


Fig. 6 Área de estudio, Mediterráneo occidental.

Por último, la subcuenca del mar de Alboran (Fig. 7) situada al sur de la península ibérica, donde se produce el intercambio de agua procedente del Atlántico, que entra en superficie, y la salida en profundidad del agua salina mediterránea hacia el Atlántico. Debido a esa mezcla de agua, hay grandes gradientes tanto en la columna de agua como a nivel horizontal. Todo esto constituye una encrucijada, donde pueden encontrarse especies atlánticas tanto de aguas frías (de las costas europeas) como cálidas (de las costas africanas), junto a especies mediterráneas y diversos endemismos exclusivos de la zona.

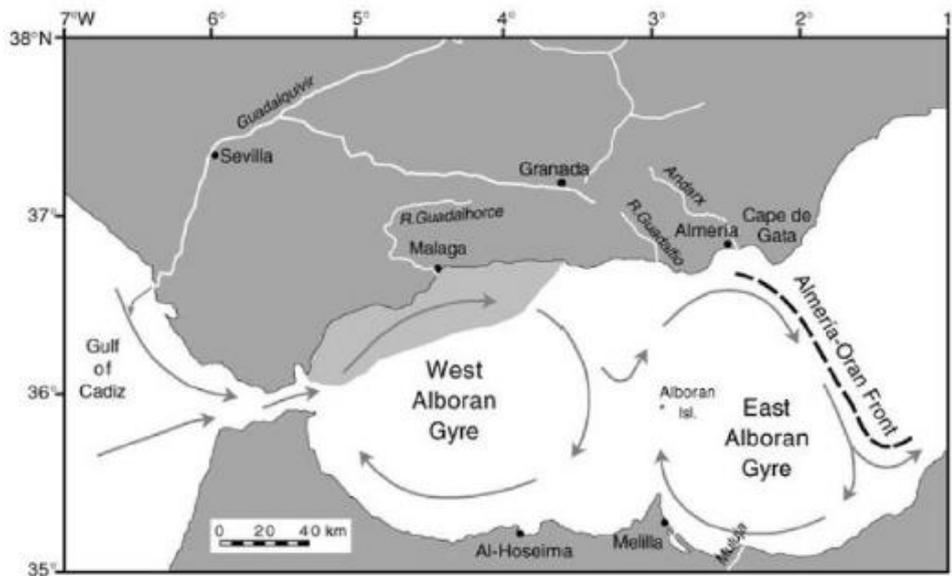


Fig. 7 Giro de Alborán, con el Giro occidental anticiclónico de Alborán y el Giro oriental de Alborán. La zona gris muestra la importante zona de la productividad del fitoplancton. (Hauschildt et al., 1999).

## **2.2. Tipología de los Datos**

### **2.2.1. Origen de los datos**

Los datos utilizados en los análisis de esta memoria proceden del programa de Observadores a Bordo en barcos, incluidos en la base de datos S.I.R.E.N.O. del IEO (Instituto Español de Oceanografía).

El programa de observadores a bordo en barcos comerciales comenzó a coordinarse por el IEO en 1988 y se desarrolló completamente a partir de 2003. En el caso de los descartes, los estudios en referencia a estos realizados en España y de manera continuada se encuentran dentro del marco comunitario de obtención de datos pesqueros, definidos por los programas Nacionales de recopilación, gestión y uso de Datos Básicos de Pesca (PNDB). Entre 2003 y 2008 han estado regulados por los reglamentos de la comisión (CE) 1639/2001 y 1581/2004. A partir de 2008 se desarrolla un nuevo programa plurianual, en base a la decisión de la comisión (Reglamento 949/2008; Reglamento 2010/93/UE).

Los datos utilizados fueron recogidos en muestreos por los observadores en cada uno de los puertos de descarga seleccionados: Fuengirola, Almería, Águilas, Mazarrón, Santa Pola, Villajoyosa, Tarragona y Palamós, entre el periodo de 2011-2012. Durante este tiempo los observadores se embarcaron en 38 barcos y se registraron 897 lances en total.

Con el fin de obtener una caracterización de los descartes de cada lance, se consideraron cada uno de los lances como muestras. Durante el muestreo a bordo se recopiló información de las características de cada barco, del lance de la pesca e información cuantitativa sobre las especies capturadas. Se obtiene información en peso y en número de individuos de la captura retenido y descartada de cada lance. Tanto para tanto de la captura retenida como la descartada, se observó la totalidad de la muestra o una sub-muestra. Se pesó la muestra o sub-muestra por especie y se midieron los individuos que la compusieron. Cuando se observó una sub-muestra se hizo una estimación para calcular el volumen total de la muestra y conocer su composición. Obteniendo finalmente una base de datos de cada lance con sus características y la composición y peso de las capturas retenidas y descartadas.

### **2.2.2. Flota pesquera**

Como se ha dicho anteriormente, se han escogido 8 puertos: Fuengirola, Almería, Águilas, Mazarrón, Santa Pola, Villajoyosa, Tarragona y Palamós, del Mediterráneo occidental español con el objetivo de abarcar todas las comunidades autónomas que lo componen (Andalucía, Murcia, Comunidad Valenciana y Cataluña). A continuación, se hará una breve descripción de cada puerto escogido, las modalidades que se practican, flota pesquera y los barcos utilizados para el estudio.

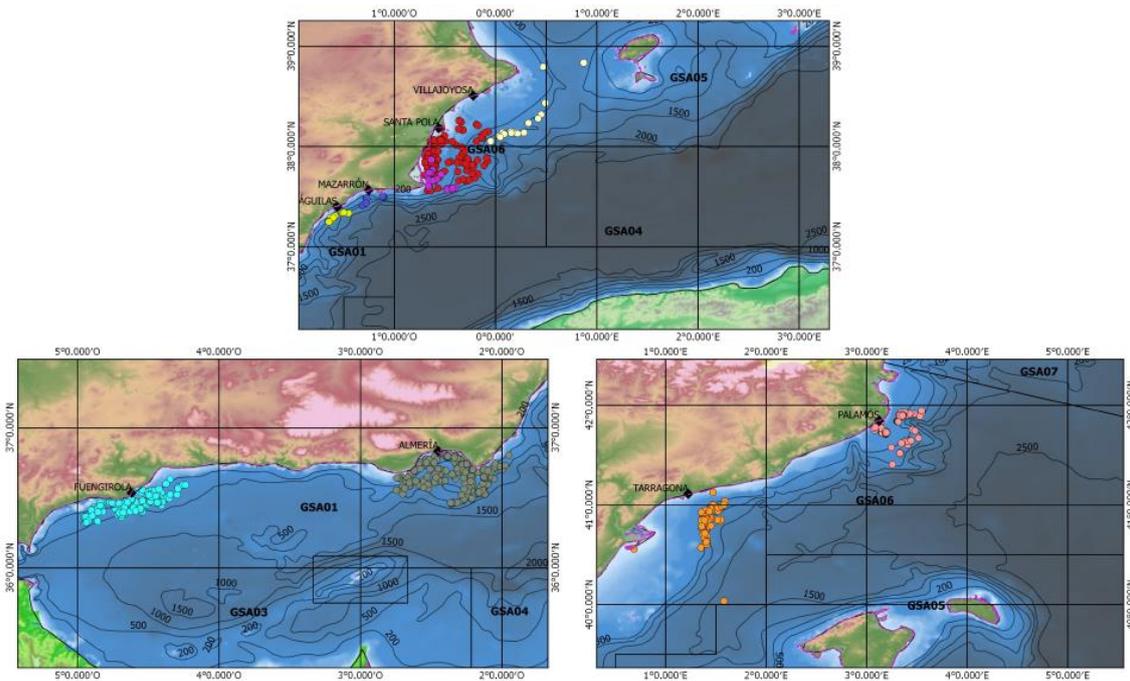


Fig. 8 Puntos de muestreo en los diferentes Puertos seleccionados.

Tabla 2 Censo flota pesquera por puertos y modalidades.

Puertos	Arrastre	Artes menores	Cerco	Palangre	Total
Fuengirola*	18	33	28	-	122
Almería*	46	28	32	9	115
Águilas**	13	42	5	4	64
Mazarrón**	9	33	14	-	56
Santa Pola***	30	54	-	1	85
Villajoyosa***	29	11	-	-	40
Palamós****	24	18	4	6	52
Tarragona****	27	10	9	1	47

\* Base de datos terminológicos de identificación de especies pesqueras de las costas de Andalucía (Ictioterm), año 2013

\*\* Datos censo flota pesquera de Región Murcia Digital, Año 2007

\*\*\* Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, Año 2015

\*\*\*\* Estadísticas de la flota pesquera del Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació, Año 2016

Las principales modalidades utilizadas en los puertos son: Arrastre, Artes, Menores, Cerco y Palangre. Como se observa en la tabla 2 los puertos de Andalucía son los que tienen una flota pesquera mayor respecto a los otros, siendo Almería el puerto con mayor flota de Arrastre de todos. También hay otros puertos con un carácter más tradicional donde el peso de los artes menores es mucho mayor que la flota de arrastre como son los dos puertos de Murcia. Respecto a los puertos de la Comunidad Valenciana, Santa Pola es uno de los puertos referentes en esta zona respecto a su flota. Por último, los puertos

de Cataluña son los que tienen una flota más diversificada (teniendo flota pesquera en cada modalidad citada) y con una flota de arrastre nombrosa.

En conclusión, todos los puertos escogidos para el estudio tienen un carácter pesquero y tradicional donde la pesca ha formado históricamente una parte importante de la comunidad.

Dentro de cada puerto se escogieron una serie de barcos para formar parte del programa de observadores a bordo, a continuación, se presenta una tabla resumen con las características y metiers de cada barco seleccionado (Tabla 3).

La flota de arrastre seleccionada se ha dividido en 3 metiers (Comisión Europea):

- OTB-DES: arrastreros que operan habitualmente en aguas de la plataforma continental (de 50 a 200 m de profundidad), especies objetivo en el Anexo X tabla X. Con lances cortos de aproximadamente 2-4 h, que comprende alrededor de 2-3 lances de pesca por viaje.
- OTB-DWS: incluye arrastreros que usualmente operan en aguas profundas (de 400 a 1000), especies objetivo en el Anexo. Por lo general hacen un único lance por viaje en alrededor de 5-6 h.
- OTB-MDD: son los arrastreros que operan en las dos profundidades según cual vaya a ser la especie objetivo del día o temporada.

Tabla 3 Tabla Barcos seleccionados por puertos con características técnicas y Metier.

Comunidad	Puerto Base	Barco*	CV	TRB	Eslora	Cod-Metier
Andalucía	Almería	Barco1_Al	168.0	48.7	17.5	OTB-DES-G1
		Barco2_Al	480.0	50.9	16.1	OTB-DES-G1
		Barco3_Al	79.0	15.2	14.2	OTB-DES-G1
		Barco4_Al	255.0	59.7	22.2	OTB-DES-G1/OTB-DWS-G1
		Barco5_Al	212.0	55.0	19.3	OTB-DWS-G1
		Barco6_Al	50.0	5.7	12.2	OTB-DES-G1
		Barco7_Al	220.0	52.0	17.3	OTB-DES-G1
	Fuengirola	Barco1_Fuen	200.0	39.3	17.2	OTB-DES-G1
		Barco2_Fuen	81.0	19.8	14.9	OTB-DES-G1
Barco3_Fuen		160.0	41.9	18.0	OTB-DES-G1	
Cataluña	Palamós	Barco1_Pal	467.00	72.6	23.9	OTB-DWS-G6
		Barco2_Pal	860.00	81.7	23.2	OTB-DWS-G6
		Barco3_Pal	320.00	46.6	18.3	OTB-DWS-G6
		Barco4_Pal	369.00	43.4	18.0	OTB-DES-G6
		Barco5_Pal	495.00	81.0	22.9	OTB-DWS-G6
		Barco6_Pal	200.00	36.0	15.3	OTB-DES-G6/OTB-MDD-G6
	Tarragona	Barco1_Tarr	500.0	99.9	24.0	OTB-DWS-G6/OTB-MDD-G6
		Barco2_Tarr	128.0	25.3	19.8	OTB-DES-G6/OTB-MDD-G6
		Barco3_Tarr	766.0	98.8	24.5	OTB-DWS-G6
		Barco4_Tarr	700.0	98.8	24.5	OTB-DWS-G6
		Barco5_Tarr	-	-	-	OTB-DES-G6
Barco6_Tarr	115.0	28.7	16.1	OTB-DES-G6		
Comunidad Valenciana	Santa Pola	Barco1_Spo	357.0	63.6	20.1	OTB-DWS-G6
		Barco2_Spo	300.0	48.1	17.8	OTB-DES-G6
		Barco3_Spo	321.0	48.6	17.1	OTB-DES-G6/OTB-DWS-G6
		Barco4_Spo	500.0	76.6	23.0	OTB-DWS-G6
		Barco5_Spo	375.0	63.1	20.1	OTB-DES-G6
		Barco6_Spo	430.0	47.2	17.5	OTB-DES-G6
		Barco7_Spo	180.0	55.8	21.5	OTB-DES-G6
		Barco8_Spo	150.0	62.4	18.4	OTB-DES-G6
		Barco9_Spo	430.0	47.2	17.5	OTB-DES-G6
	Villajoyosa	Barco1_Vill	365.0	74.1	20.2	OTB-DWS-G6
		Barco2_Vill	300.0	73.8	22.0	OTB-DWS-G6
		Barco3_Vill	298.0	93.8	19.0	OTB-DWS-G6
		Barco4_Vill	366.0	75.3	21.1	OTB-DWS-G6
		Barco5_Vill	366.0	75.3	21.1	OTB-DWS-G6
Murcia	Águilas	Barco1_Agui	230.0	43.4	13.9	OTB-DWS-G6/OTB-MDD-G6
		Barco2_Agui	150.0	49.8	17.4	OTB-DWS-G6
	Mazarrón	Barco1_Maz	118.0	19.6	13.8	OTB-DWS-G6

\* por motivos de confidencialidad, los nombres de los barcos han sido eliminados.

### 2.2.3. Especies de interés

Para la caracterización de los descartes se han escogido las especies objetivo de los metiers de la flota pesquera, especies con talla mínima legal (Anexo III Reglamento CE 1967/2006) y de especies localmente importantes (Anexo 2).

## 2.3. Tratamientos de los datos

Se cogieron las bases de datos extraídas de cada puerto pesquero del S.I.R.E.N.O. y se procedió a unificar y crear una base de datos única para el estudio. Para la base de datos unificada se escogieron las columnas pertinentes para su utilización posterior y se crearon columnas para facilitar los análisis posteriores (“Comunidad”, “Provincia”, “ID”).

Con los datos de captura retenida o descartada e individuos retenidos o descartados se obtuvieron las tasas de captura: CPUE (captura por unidad de esfuerzo), ICPUE (individuos por unidad de esfuerzo) o descarte: DPUE (Descarte por unidad de esfuerzo), IDPUE (individuos descartados por unidad de esfuerzo), utilizando las siguientes fórmulas en todos los casos.

$$Ej: C/DPUE = \frac{Y}{f} \qquad Ej: IC/DPUE = \frac{C}{f}$$

\*Y: peso (captura retenida o captura descartada)

\*C: individuos (núm. Individuos retenidos o núm. individuos descartados)

\*f: esfuerzo pesquero, en el caso de arrastre, horas de duración del arrastre

Posteriormente se hizo una exploración gráfica con gráficos de barras por: puertos-provincia-comunidad, para ver la distribución del descarte en los diferentes puertos y gráficos circulares para observar las especies más descartadas en cada puerto.

### 2.3.1. Análisis exploratorios

#### 2.3.1.1. Cluster/MDS (Análisis de escalamiento dimensional)

Se realizaron dos análisis multivariantes (Cluster y Mds) utilizando el índice de disimilitud de Bray – Curtis sin transformación, con el objetivo de agrupar las estaciones y analizar el grado de semejanza entre las especies del descarte de cada puerto muestreado. Se obtuvo una matriz de disimilitud y tanto para cluster como para Mds los datos se convirtieron a presencia (1) o ausencia (0) debido a la gran cantidad de 0's que hay en la base de datos.

#### 2.3.1.2. Kruskal-Wallis

Se realizó un análisis descriptivo Kruskal – Wallis debido al comportamiento asimétrico y al incumplimiento de requisitos de homogeneidad o normalidad de los datos. Kruskal – Wallis es una alternativa no paramétrica al ANOVA de un factor, para ver si existían diferencias significativas entre los descartes de cada Puerto/Provincia/Comunidad, actuando cada uno como factor por separado. Para este análisis se utilizaron las variables estandarizadas DPUE o IDPUE de cada especie en cada marea.

Posteriormente cuando el test fuera significativo se utilizó un test a posteriori de comparación múltiple entre los niveles del factor “kruskalmc”, con el fin de reducir errores de Tipo I (encontrar una diferencia falsamente significativa cuando el número de comparaciones aumenta) se aplicó una corrección del p-valor Bonferroni para disminuirlo ( $\alpha$  / número de comparaciones), por lo que todos los efectos se informan a un nivel de 0.00179 de significación para puertos, 0.0033 provincias y 0.0088 comunidades.

## 2.3.2. Modelos lineares

### 2.3.2.1. Modelado estadístico

En general la relación entre una respuesta y un conjunto de factores, en el contexto de un modelo que sigue una distribución normal, puede expresarse mediante una relación de naturaleza vectorial:

$$y = f(x_k, \beta) + \varepsilon,$$

donde,  $y$  es la variable respuesta,  $\varepsilon$  es la perturbación aleatoria no observable denominada error aleatorio, la cual tienen esperanza cero, varianza constante y dos errores cualesquiera  $\varepsilon_i$  y  $\varepsilon_j$ :  $i \neq j$  no están correlacionados entre sí, mientras que  $f(x, \beta)$  es la parte estructural del modelo.

La función estructural más simple es el modelo lineal, que establece una relación causa-efecto de forma directamente proporcional entre la causa y su respuesta. Cuando la variable dependiente está afectada por un conjunto “ $x_k$ ” de variables, es posible desarrollar un modelo lineal múltiple y, siempre que todas las “ $x_k$ ” sean continuas y normales, se obtiene:

$$y = f(x_k, \beta_k) + \varepsilon_k,$$

donde  $\beta_k$  son los coeficientes de regresión y cada  $\beta_j$  representa el cambio esperado en la respuesta, y por cada  $x_k$ , considerando a las demás variables regresoras constantes.

Según Cayuela (2015), los modelos lineales, se basan en los supuestos de normalidad en su error, homoestabilidad constante. Sin embargo, en muchos casos nos encontramos ante que uno o varios de estos no se cumplen. Estos problemas se pueden llegar a solucionar mediante la transformación de la variable respuesta (transformación raíz cuadrada o logarítmica) pero aun así muchas veces estas transformaciones no siempre consiguen corregir la falta de normalidad de los errores, la heteroestabilidad o la no linealidad de la variable respuesta o también muchas veces resulta difícil de interpretar los resultados obtenidos con estas transformaciones.

En el caso de los datos pesqueros asociados a pesquerías de arrastre en el Mediterráneo presentan un carácter multiespecífica por lo que para un mismo lance encontraremos un registro de diferentes especies con valores muy dispares entre sí o lances donde la captura pueda ser nula. En el caso de los descartes del arrastre sucede lo mismo que lo anterior con la particularidad que muchas veces el registro del descarte no se hace o al utilizarse

para otros fines no se cuenta como tal por lo que nos encontramos con unos datos con lances con una abundancia de 0's mayor respecto a lances con valores.

Una alternativa a la transformación de la variable respuesta y a la falta de normalidad o homoestabilidad es el uso de los modelos lineales generalizados.

### 2.3.2.2. Modelos Lineales Generalizados

Los Modelos Lineales Generalizados (conocidos como GLM, Generalized Linear Models), están bien adaptados para modelar variables respuestas (continuas y categóricas) con los problemas citados anteriormente. Estos, son una poderosa técnica analítica cuando la variable es binaria (Peng *et al.*, 2002).

Un Modelo Lineal Generalizado tiene los siguientes componentes (Hosmer y Lemeshow, 2000; Cayuela, 2015):

- i) Estructura de los errores: Poisson, Binomiales, Gamma y exponenciales
- ii) Función vínculo: se encarga de linealizar la relación entre la variable respuesta y la(s) variable(s) independiente(s) mediante la transformación de la variable respuesta.
- iii) Predictor lineal.

Función de vínculo	Fórmula	Uso
Identidad	$\mu$	Datos continuos con errores normales (regresión y ANOVA)
Logarítmica	$\text{Log}(\mu)$	Conteos con errores de tipo Poisson
Logit	$\text{Log}\left(\frac{\mu}{n-\mu}\right)$	Proporciones (datos entre 0 y 1) con errores binomiales
Recíproca	$\frac{1}{\mu}$	Datos continuos con errores gamma
Raíz cuadrada	$\sqrt{\mu}$	Conteos
Exponencial	$\mu^n$	Funciones de potencia

Fig. 9 Funciones vínculos utilizados en los GLM.

En el caso que la variable dependiente presente una respuesta dicotómica (binaria) y una distribución de sus errores binarios, estamos hablando de regresiones logísticas que son GLM adaptados a este caso.

La regresión logística se incluye en los métodos de presencia/ausencia que relacionan una variable dependiente binaria con variables independientes (tanto variables categóricas y cuantitativas como predictivas en el modelo (Hosmer y Lemeshow, 2000)). Con el objetivo de modelizar la probabilidad de que ocurra un suceso en función de la dependencia de las otras variables. (Phillips, 2008). La función de conexión para linealizar los valores de probabilidad más utilizada es el logit (Fig.9)

El procedimiento seguido para la realización de las regresiones logísticas es el siguiente:

1. Exploración de los datos: buscar relaciones visuales de la variable respuesta con las variables explicativas y elección de estas.
2. Elección de diferentes estructuras de errores y función de vínculo:

3. Ajuste/ del modelo a los datos: este es el paso más importante que nos permitirá evaluar la estructura de cada modelo diferente y de esta manera en pasos posteriores elegir la estructura más idónea, test de significación para los estimadores del modelo y la Devianza.
4. Simplificación del modelo: eliminar variables explicativas que no sean significativas y elección de la estructura del modelo que más se ajuste a nuestros datos.
5. Ajuste de los residuos.

En nuestro caso, se realizaron diferentes regresiones logísticas con función vinculo logit. Previamente los datos se transformaron a presencia/ausencia creando la variable dependiente “ocurrencia de descarte” siendo 1 cuando se observaba descarte y 0 cuando no había descarte, en cada muestra. También se eliminaron las especies que no se presentaron descarte en ningún lance de la base de datos: Lubina (*Dicentrarchus labrax*), Raspallón (*Diplodus annularis*), Sargo Picudo (*Diplodus puntazzo*), Herrera (*Lithognathus mormyrus*), Lenguaos (*Solea spp*).

Durante del proceso de exploración grafica para observar las relaciones visuales entre las variables, normalmente se utilizan los conocidos “Boxplot” (gráficos de cajas) en el caso de datos binarios, estos son inservibles ya que los valores no cambian de 1 ó 0 y su visualización gráfica no es adecuada. En este se ha utilizado asociado a los Boxplot la función “jitter”, esta función añade “ruido” a los valores de nuestra variable para mejorar la visualización de los gráficos (Fig. 10).

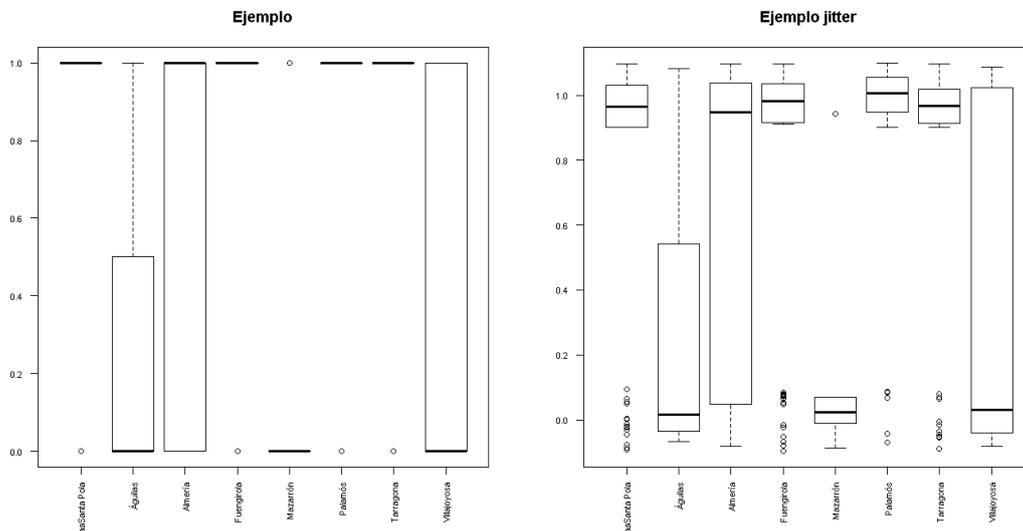


Fig. 10 Ejemplo de los Boxplot sin y con la función jitter

Todo se hizo con la finalidad de buscar una relación causal entre la variable dependiente ocurrencia de descarte las variables explicativas:

- Puerto: variable categórica de 8 niveles siendo cada uno un Puerto seleccionado para el estudio.

- Profundidad media: variable continua, observar si la presencia del descarte varia con la profundidad.
- Mes: variable continua, observar el efecto temporal en la presencia de los descartes.
- Metier: variable categórica con 3 niveles cada uno de un metier, para ver si la presencia de descartes varía en función las especies objetivo de la flota pesquera.

Seguidamente se hicieron modelos con diferentes estructuras incluyendo la totalidad de variables explicativas o alternando entre ellas, para posteriormente evaluar y elegir el modelo que mejor se ajustaría al conjunto de datos que tenemos.

Para la evaluación y elección del modelo idóneo se establecieron los siguientes criterios en base a la bibliografía asimilada:

### **Criterio de información de Akaike (AIC)**

Estima la bondad del ajuste de cada modelo usando el log-verosimilitud maximizada (AIC) (Peng *et al.*, 2002). La función de verosimilitud permite realizar inferencias del valor de los parámetros de un modelo estadístico a partir de un conjunto de observaciones. Compara dos parámetros e indica cual es más verosímil en la explicación de un suceso. Cuanto menor sea el valor, mejor será el ajuste.

### **Test de significación para los estimadores del modelo y entre modelos**

Utilizando la función “anova ()”, que ejecuta un análisis de la varianza. En el caso de utilizarlo solo para un modelo, evalúa la significancia de cada termino añadido en el modelo y cuando se hace entre modelos, comprueba los modelos uno con el otro en el orden especificado y dice cual es significativo (Chamber and Hastie, 1992). El modelo con más términos significativos o significativo respecto a los otros será el que más se ajuste.

### **Devianza**

la cantidad de varianza explicada por el modelo. Comparando la devianza del modelo con la devianza residual (Cayuela,2015). Cuando mayor sea el porcentaje explicado de devianza mejor se ajustarán nuestros resultados a la realidad.

$$D^2 = \left( \frac{\text{null deviance} - \text{residual deviance}}{\text{null deviance}} \right) * 100$$

### **Análisis de curvas ROC (*receiver operating characteristic curve*)**

Como se recoge en el artículo de Cerda y Cifuentes (2012) constituyen un método estadístico para determinar la exactitud diagnóstica de estos test, siendo utilizadas con tres propósitos específicos: determinar el punto de corte de una escala continua en el que se alcanza la sensibilidad y especificidad más alta, evaluar la capacidad discriminativa

del modelo, es decir, su capacidad de predecir por ejemplo en este caso Presencia de Descarte versus Ausencia de Descarte, y comparar la capacidad discriminativa de dos o más modelos que expresan sus resultados como escalas continuas.

Para la elección entre dos o más modelos distintos, se recurre a las curvas ROC, ya que es una medida global e independiente del punto de corte.

La elección se realiza mediante la comparación del área bajo la curva (AUC) de ambos modelos. Esta área posee un valor comprendido entre 0,5 y 1, donde 1 representa un valor analítico perfecto y 0,5 es un modelo sin capacidad discriminativa analítica. Es decir, si el AUC para un modelo es 0,8 significa que existe un 80% fiabilidad del modelo a la hora de predecir la probabilidad de presencia por ejemplo en este caso de Descarte. Por esto, siempre se elige el modelo que presente una mayor área bajo la curva.

Por último, una vez elegido la estructura del modelo más ajustado y que mayor explicación lógica tenía se procedía a analizar los residuos de este para validar el modelo. Según Zuur *et al.* (2013) “Model validation for a binary GLM is an art”, por lo que el uso de las funciones normalmente utilizadas para ver los residuos “plot ()” no son útiles. Para comprobar la normalidad de los residuos finalmente, se utilizaron gráficos q-q plot “qqnorm ()”, es un método gráfico que sirve para el diagnóstico entre las diferencias de la distribución de probabilidad de la población y una distribución usada para la comparación. En nuestro caso se compara la distribución de los cuartiles de los residuales de la muestra con los cuartiles de los residuales teóricos y como se ajustan estos a la recta que corta por el punto 0, cuando más ajustados estén a la recta y no difieran de los teóricos presentaran la distribución normal de los residuos.

Una vez realizados estos pasos y hechas todas estas regresiones se observaron que las dos variables continuas: Profundidad media y Mes. Podrían no tener un comportamiento lineal con la presencia del descarte. Por ejemplo: en la profundidad puede haber más presencia del descarte en una profundidad solo debido a que solo la flota va dirigida a esta profundidad específica o en el caso de Mes que al coger años consecutivos entre si puede no tener un comportamiento lineal, porque al finalizar el primer año empieza el siguiente y se corresponde más con un comportamiento cíclico.

#### 2.3.2.6. Modelos Aditivos Generalizados (GAM)

De igual manera que los modelos lineales que asumen errores normales pueden generalizarse a GLM con otras distribuciones de los errores, los modelos aditivos pueden generalizarse a GAM (Generalized Additive Models). Si esperamos a priori que existan patrones no lineales entre las variables respuesta y las explicativas, o bien estos se revelan tras el examen de los gráficos diagnóstico de un GLM, es razonable emplear un GAM. En ocasiones, se construye un GAM para examinar gráficamente la forma de la relación entre las variables.

Como ocurría con los GLM necesitamos construir el modelo con tres elementos:

- La distribución de la variable respuesta
- La función vínculo

- El predictor lineal

Los GAM expanden GLMs reemplazando uno o más términos GLM por una función de suavizado. Muchos investigadores ya están familiarizados con las funciones de suavizado en forma de loess (o sus predecesores lowess) smoothers (Keele, 2008), que están ampliamente disponibles en muchos programas informáticos estándar. En general los GAMs moldean y suavizan el comportamiento lineal de las variables en función de los smoothers con las funciones de splines y los nudos.

Los nudos serán los puntos donde cambiara la dirección de la curva, estos pueden ser colocados manualmente por el investigador basándose en la inspección de los datos. Los resultados de GAM son generalmente insensibles al número y localización de los nudos a menos que se distribuyan de una manera muy no uniforme, tal como en los percentiles 25, 75, 90, 95 y 99 (Durrleman & Simon, 1989). El número de nudos no es un factor impulsor en la cantidad de suavizado. Generalmente, el software adopta por defecto un gran número de nudos y utiliza herramientas para controlar la cantidad de suavizado.

Los splines son complejos de definir en términos estadísticos, Keele (2008) define estos como las líneas de regresión que separan las regiones entre nudos. En conclusión, son tiras flexibles que se ajustan a los nudos que se establecen y moldean la recta.

En este caso realizaremos un GAM para testar las variables el comportamiento no lineal de Profundidad y el comportamiento cíclico de Mes, a las estructuras de los modelos anteriores. Siguiendo los mismos pasos.

Para el establecimiento de los nudos que mejor se ajustaran a los modelos, se empezó con diez nudos para cada variable y posteriormente se observó el valor de la columna “edf” que corresponde al “numero efectivo de nudos que se usa menos 1” por lo que para para decidir el numero idóneo se puede utilizar la siguiente ecuación:

$$K = \text{valor edf} + 1$$

\*K: nudos

Para nuestros modelos se utilizó una  $k=5$  para profundidad y  $k=10$  para mes.

## 2.4. Paquetes y software utilizado

El software utilizado íntegramente para la realización de este estudio fue el “R Studio” Versión 1.0. 136, un entorno de desarrollo integrado para “R” Versión 3.3.3. Los paquetes utilizados principalmente están recogidos en la tabla 4.

Los Mapas recogidos en las figuras 6 y 8 están hechos combinando el R Studio y el programa de Información Geográfica libre y de Código Abierto como es el “Qgis” Versión 2.18.3. Se crearon las capas vectoriales de los puntos de muestreo por R utilizando el paquete “maptools” y posteriormente se cargaron y se visualizaron en el software QGIS.

Tabla 4. Paquetes utilizados en el estudio.

<b>Modelaje</b>	<b>Cluster/MDS</b>	<b>Manipulación datos</b>	<b>Representación gráfica y espacial</b>
"car"	"vegan"	"dplyr"	"sp"
"nlme"			"gstat"
"dismo"			"ggplot2"
"corrplot"			"maptools"
"PresenceAbsence"			
"mgcv"			
"multcomp"			

## 3. RESULTADOS

### 3.1. Exploración grafica

#### 3.1.1. Puertos

En el Puerto de Almería se registraron un total de 225 lances, de los cuales 85 fueron en 2011 y 140 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 15 especies diferentes. Una captura total de 1747.47 kg y un total de 25566.56 individuos, a su vez se descartaron un total de 922.78 kg y 33959.51 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 905.43 horas de arrastre. “Barco7\_AI” fue el barco con más capturas en peso registradas y a su vez con más descartes en peso e individuos. Por otro lado “Barco6\_AI” fue el barco con más capturas en individuos (Anexo 4). El metier con más porcentaje de descarte fue “DES-G1” con un valor del 75% seguido del “DWS-G1” también muy superior de un 47% (Tabla 5).

En el Puerto de Fuengirola se registraron un total de 199 lances, de los cuales 77 fueron en 2011 y 122 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 15 especies diferentes. Una captura total de 3455.14 kg y un total de 34720.14 individuos, a su vez se descartaron un total de 230.86 kg y 8773.19 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 654.37 horas de arrastre. “Barco3\_Fuen” fue el barco con más capturas en peso registradas, “Barco1\_Fuen” con más capturas en individuos y por último “Barco2\_Fuen” fue el barco que registro más descarte tanto en peso como en individuos (Anexo 4). El único metier en el cual opera la flota “DES-G1” tenía un porcentaje de descarte alrededor del 19% (Tabla 5).

En el Puerto de Águilas se registraron un total de 34 lances, de los cuales 20 fueron en 2011 y 14 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 4 especies diferentes. Una captura total de 13.39 kg y un total de 83.62 individuos, a su vez se descartaron un total de 0.07 kg y 1.71 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 148.35 horas de arrastre. “Barco1\_Agui” fue el barco con más capturas y descartes en peso e individuos registradas (Anexo 4). El mayor porcentaje de descarte fue en el metier “DWS-G1” con un valor del 20% (Tabla 5).

En el Puerto de Mazarrón se registraron un total de 14 lances, de los cuales 5 fueron en 2011 y 9 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 4 especies diferentes. Una captura total de 4.10 kg y un total de 21.62 individuos, a su vez se descartaron un total de 0.98 kg y 45.96 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 42.17 horas de arrastre. “Barco1\_Maz” fue el barco y el único estudiado con más capturas y descartes en peso e individuos registradas (Anexo 4). El único metier en el cual opera la flota “DES-G1” tenía un porcentaje de descarte alrededor del 19% (Tabla 5).

Tabla 5 Resumen Capturas y Descartes totales para las especies objetivo del estudio por Puerto y Metier y Captura total especies con porcentaje del descarte.

Puerto	Metier	CPUE Total_obj (kg/h)	DPUE Total_obj (kg/h)	ICPUE Total_obj (kg/h)	IDPUE Total_obj (kg/h)	Captura total especies (kg/h)	% Descarte
Almería	DES-G1	1731.95	922.61	25474.60	33956.42	15997.33	75.11
	DWS-G1	15.52	0.18	91.97	3.09	463.17	47.48
Fuengirola	DES-G1	3455.14	230.86	34720.14	8773.19	8086.34	18.83
Águilas	DWS-G1	9.66	0.05	52.84	1.39	142.53	20.47
	MDD-G1	3.73	0.02	30.78	0.32	18.48	10.60
Mazarrón	DWS-G1	4.10	0.98	21.62	45.96	139.50	6.65
Santa Pola	DES-G6	12227.41	8449.90	131671.02	204614.55	28335.76	58.45
	DWS-G6	308.58	0.52	13278.30	25.41	792.76	16.85
Villajoyosa	DWS-G6	229.57	1.24	10306.99	51.42	560.01	17.61
Tarragona	DES-G6	1326.60	101.95	33961.90	1207.69	2965.82	21.90
	DWS-G6	312.77	8.80	18638.78	49.00	485.82	19.32
	MDD-G6	151.80	11.34	5504.05	503.32	287.11	19.51
Palamós	DES-G6	1003.63	162.27	15334.86	4543.39	2457.91	27.45
	DWS-G6	775.00	41.47	57350.85	182.79	1035.50	16.13
	MDD-G6	39.72	3.99	867.74	0.50	29.42	8.08

En el Puerto de Santa Pola se registraron un total de 203 lances, de los cuales 103 fueron en 2011 y 100 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 38 especies diferentes. Una captura total de 12536 kg y un total de 144949.32 individuos, a su vez se descartaron un total de 8450.43 kg y 204639.96 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 531.74 horas de arrastre. “Barco7\_Spo” fue el barco con más  
48

capturas en peso, “Barco3\_Spo” con más individuos capturados. En el caso del descarte, “Barco3\_Spo” fue el barco que más descarte registro tanto en peso como en capturas (Anexo 4). “DES-G6” fue el metier con más porcentaje de descarte 58.5 (Tabla 5).

En el Puerto de Villajoyosa se registraron un total de 25 lances, de los cuales 13 fueron en 2011 y 12 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 10 especies diferentes. Una captura total de 229.57 kg y un total de 10307 individuos, a su vez se descartaron un total de 1.24 kg y 51.42 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 147.31 horas de arrastre. “Barco1\_Vill” fue el barco con más capturas en peso, “Barco3\_Vill” con más individuos capturados. En el caso del descarte, “Barco1\_Vill” fue el barco que más descarte registro tanto en peso como en capturas (Anexo 4). El único metier en el cual opera la flota “DWS-G1” tenía un % de descarte del 17.6% (Tabla 5).

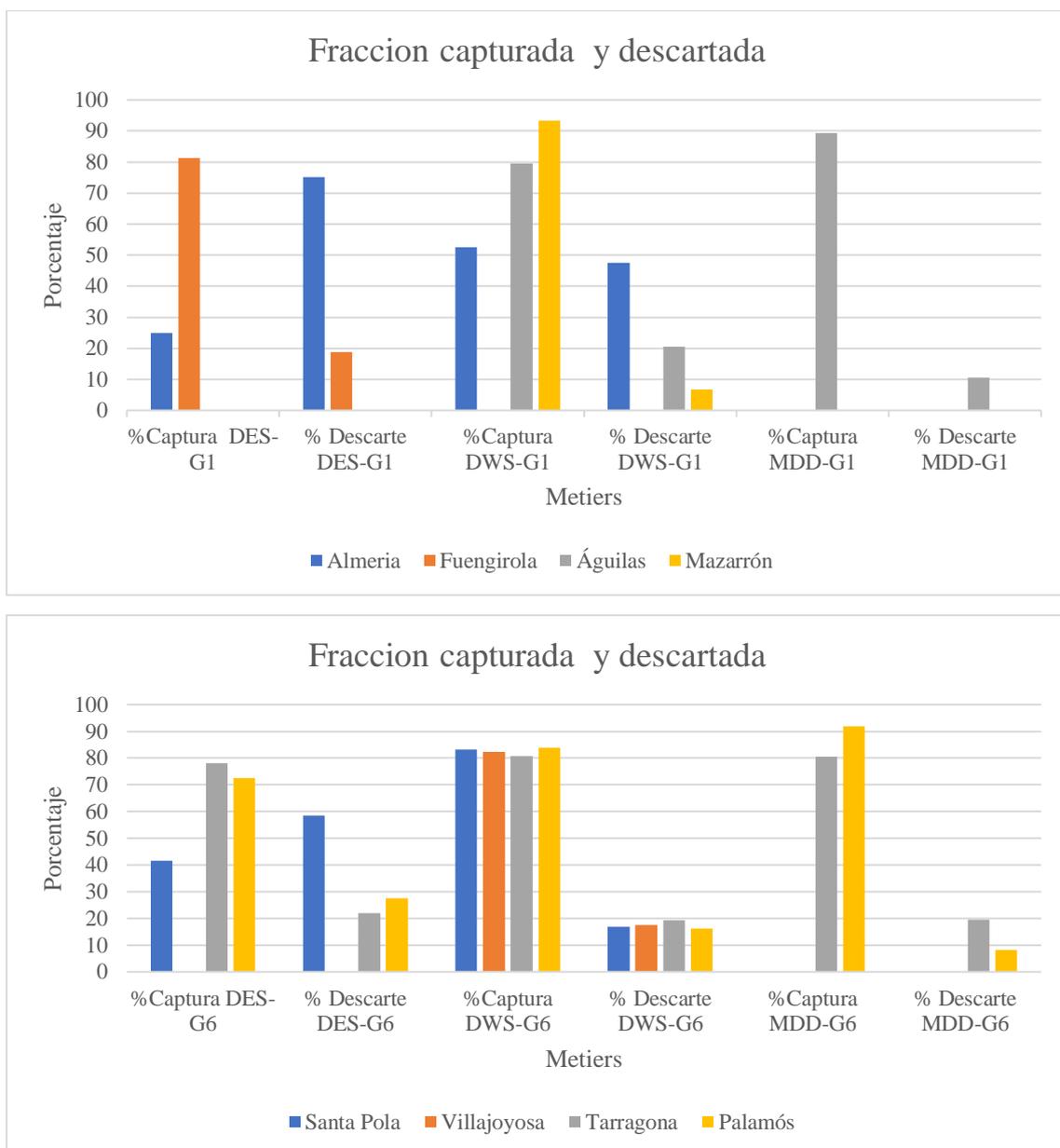


Fig. 11 Fracción capturada y descartada de cada Puerto para los diferentes metiers: GSA1 (arriba), GSA6(abajo).

En el Puerto de Tarragona se registraron un total de 77 lances, de los cuales 42 fueron en 2011 y 35 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 31 especies diferentes. Una captura total de 1791.18 kg y un total de 58104.73 individuos, a su vez se descartaron un total de 122.10 kg y 1760.01 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 372.72 horas de arrastre. “Barco2\_Tarr” fue el barco con más capturas y descartes en peso e individuos registradas (Anexo 4). “DES-G6” fue el metier con más porcentaje de descarte 21.9% (Tabla 5).

En el Puerto de Palamós se registraron un total de 120 lances, de los cuales 67 fueron en 2011 y 53 en el 2012. Durante los dos años se capturaron un total de 39 especies diferentes. Una captura total de 1818.35 kg y un total de 73553.44 individuos, a su vez se descartaron un total de 207.72 kg y 4726.68 individuos (Tabla 5). El esfuerzo de pesca analizado fue un total de 380.23 horas de arrastre. “Barco3\_Pal” fue el barco estudiado con más capturas en peso e individuos registradas y “Barco4\_Pal” fue el que más descartes registro tanto en peso como en individuos (Anexo 4). “DES-G6” fue el metier con más porcentaje de descarte 21.9% (Tabla 5).

### 3.1.2. Especies

Las especies más representativas del descarte en cada puerto están recogidas en la Figura 12.

En los Puertos de Andalucía: Almería y Fuengirola, las especies con más descarte en peso son parecidas en los dos puertos con porcentajes diferentes: *Pagellus acarne*, *Trachurus picturatus*, *Boops boops* y *Trachurus trachurus*.

En la comunidad de Murcia, tanto en Águilas como en Mazarrón las dos especies más descartadas: *Merluccius merluccius* y *Micromesistius poutassou*, son las mismas pero su porcentaje de descarte es inverso.

En la comunidad Valencia, las especies con más descarte son diferentes en cada Puerto. En Santa Pola destacan: *Boops boops*, *Pagellus acarne* y *Pagellus erythrinus*. Por otro lado, en Villajoyosa: *Alloteuthis spp*, *Diplodus annularis* y *Pagellus erythrinus*.

Por último, en Cataluña, las especies con más descarte son diferentes en cada Puerto. En Santa Palamós destacan: *Merluccius merluccius*, *Boops boops*, *Aristeus antennatus*. Por otro lado, en Tarragona: *Scyliorhinus canicula*, *Nephrops norvegicus* y *Aristeus antennatus*.

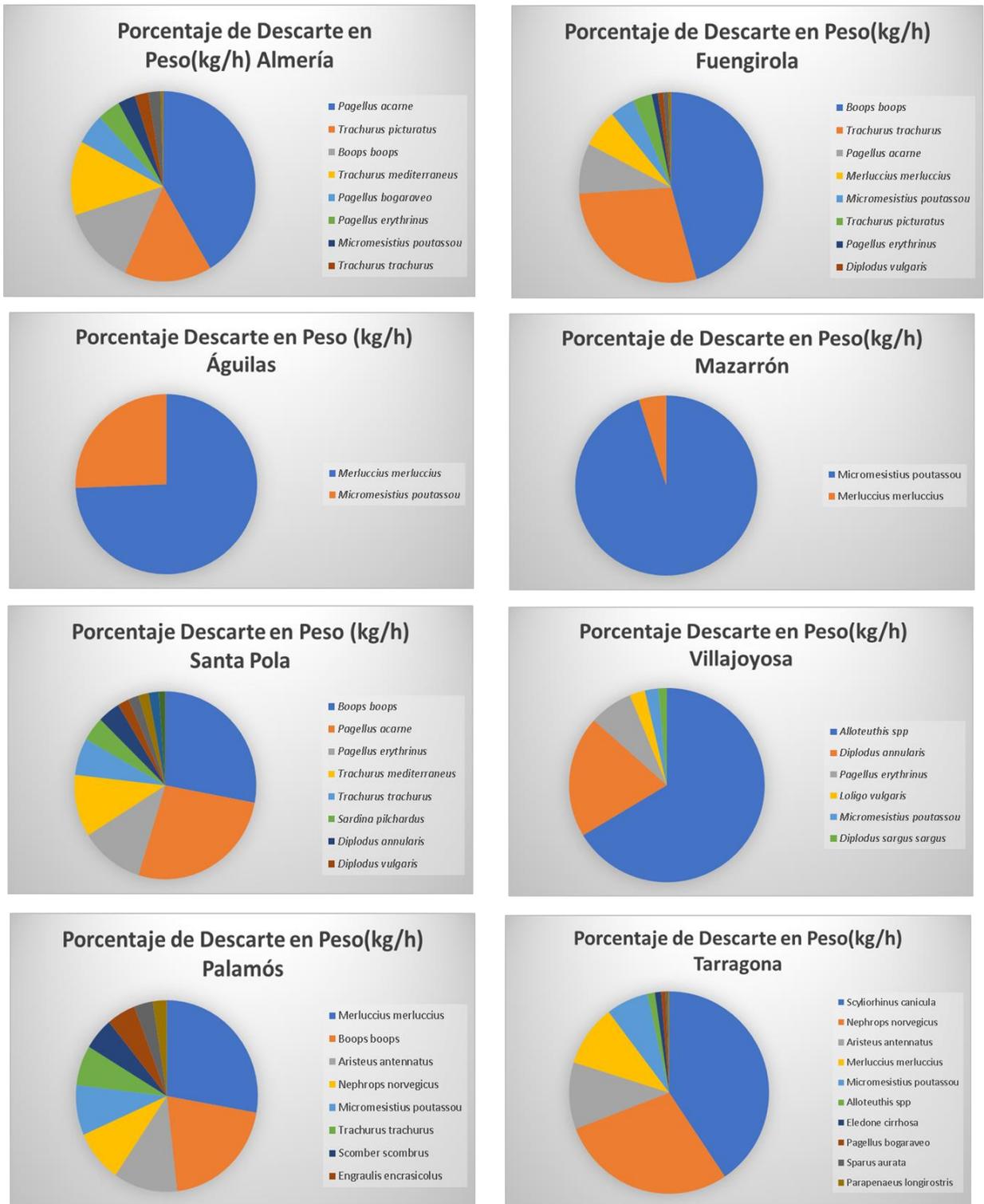


Fig. 12 Porcentaje del descarte de las diferentes especies en cada Puerto.

## 3.2. Análisis exploratorios

### 3.2.1. Cluster/MDS (Análisis de escalamiento dimensional)

En el análisis de agrupamientos (Cluster) basado en la matriz de disimilitud de los 8 puertos estudiados, a un nivel de corte de alrededor del 40 % de disimilitud, se pueden apreciar 5 grupos (Fig. 13). El primer grupo se corresponde con el puerto de Santa Pola, el segundo grupo se divide en dos más pequeños a nivel de disimilitud (más similares) que se corresponden con los puertos de Andalucía: Almería y Fuengirola, el tercer grupo se divide nuevamente en otros dos y se corresponde con los puertos de Cataluña: Tarragona y Palamós, el cuarto grupo y quinto que se corresponden con los Puertos donde menos presencia de descartes había que son: Mazarrón, Águilas y Villajoyosa.

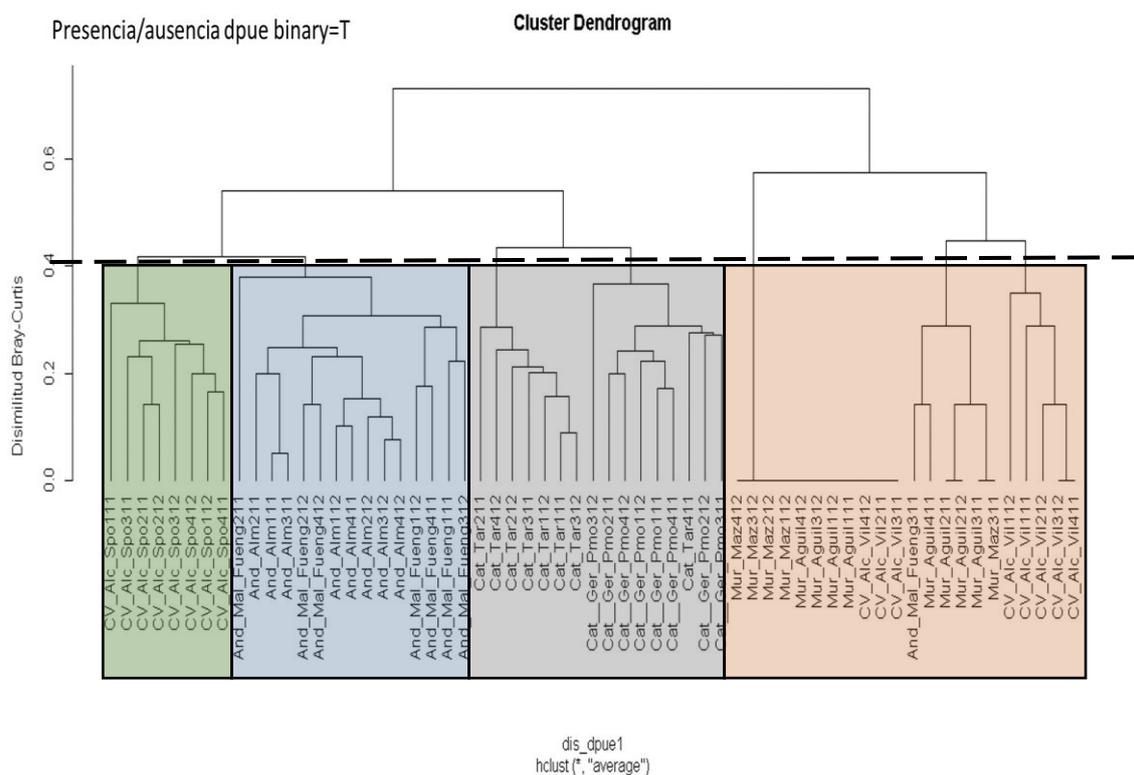


Fig. 13 Dendrograma sobre la presencia de descarte por Puertos.

Según el análisis de Escalamiento métrico (MDS), se obtuvo un nivel de estrés muy bajo (Stress:0.0754) y se observa una tendencia de agrupación en los pares de Puertos de Cataluña (Tarragona-Palamós), Andalucía (Almería-Fuengirola) y Murcia (Águilas-Mazarrón) (Fig.14).

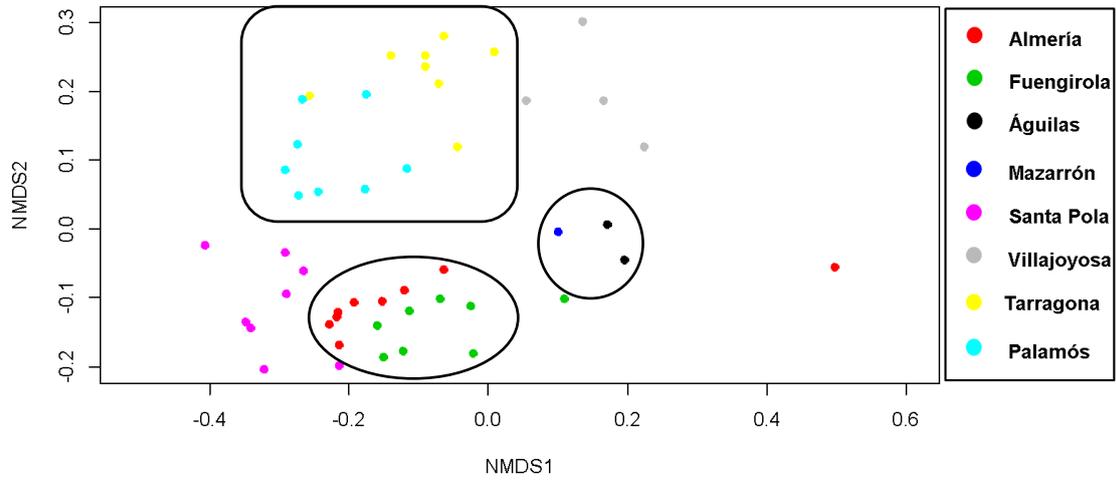


Fig. 14 MDS sobre la presencia del descarte por Puertos.

### 3.2.2. Kruskal-Wallis

Kruskal-Wallis confirma la tendencia observada en la graficas de manera que la variable “Individuos descartados por unidad de tiempo de las especies objetivo” presenta diferencias significativas ( $p\text{-valor} < 0.05$ ) en los tres factores analizados por separado (Tabla 6).

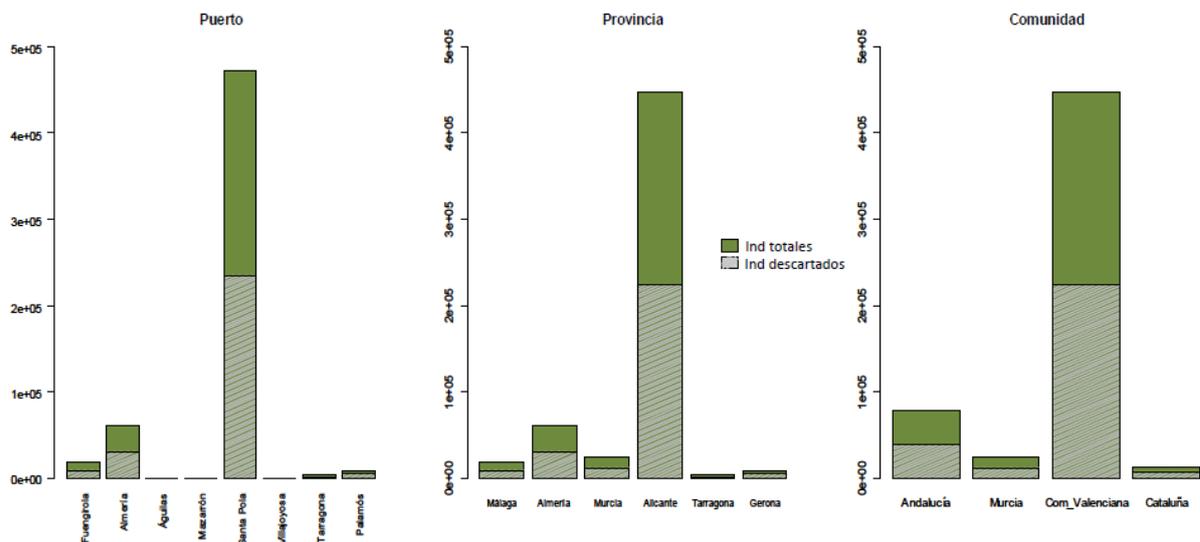


Fig. 15 Individuos descartados respecto a los individuos totales de la captura en cada: Puerto (izquierda), Provincia (Centro) y Comunidad (Derecha).

Tabla 6 Resultados análisis Kruskal-Wallis para cada factor por separado.

Factor	Chi-squared	df	p-value
Puerto	84.802	7	1.439e-15
Provincia	29.332	5	1.996e-05
Comunidad	24.581	3	1.889e-05

En el análisis a posteriori para Puertos (Tabla 7) se puede observar, que los puertos próximos excepto los de Alicante no presentan diferencias entre ellos. Por otra parte, el Puerto que registro la mayor tasa de individuos descartados Santa Pola, es el diferente al resto de Puertos.

Tabla 7 Test a posterior por puertos con corrección de Bonferroni (p-valor= 0.00179).

	Fuengirola	Almería	Águilas	Mazarrón	Santa Pola	Villajoyosa	Tarragona
Almería	F						
Águilas	F	F					
Mazarrón	F	F	F				
Santa Pola	T	T	T	F			
Villajoyosa	F	F	F	F	T		
Tarragona	F	F	F	F	T	F	
Palamós	F	F	F	F	T	F	F

Respecto al factor Provincia (Tabla 8), las provincias que forman parte de la misma comunidad (Málaga/Almería o Tarragona/Gerona) no presentan diferencias entre ellas.

Tabla 8 Test a posterior por Provincia con corrección de Bonferroni (p-valor= 0.0033).

	Málaga	Almería	Murcia	Alicante	Tarragona	Gerona
Almería	F					
Murcia	F	F				
Alicante	T	F	F			
Tarragona	F	F	F	T		
Gerona	F	F	F	T	F	

Por último, en el factor comunidad (tabla 9), A excepto de la Comunidad Valenciana las demás no presentan diferencias significativas entre si.

Tabla 9 Test a posterior por Comunidad con corrección de Bonferroni (p-valor= 0.0088).

	Andalucía	Murcia	Comunidad Valenciana	Cataluña
Murcia	F			
Comunidad Valenciana	T	F		
Cataluña	F	F		

### 3.3. Modelos estadísticos

La exploración grafica previa revelo a priori en la figura 16 disimilitudes entre los niveles de los factores Puerto y Metier. También en la figura 17 para las dos variables continuas se observaron tendencias positivas en el caso del factor Mes, aumentando la presencia conforme pasan los meses y una tendencia negativa en el factor Profundidad, disminuyendo la presencia conforme aumenta la profundidad.

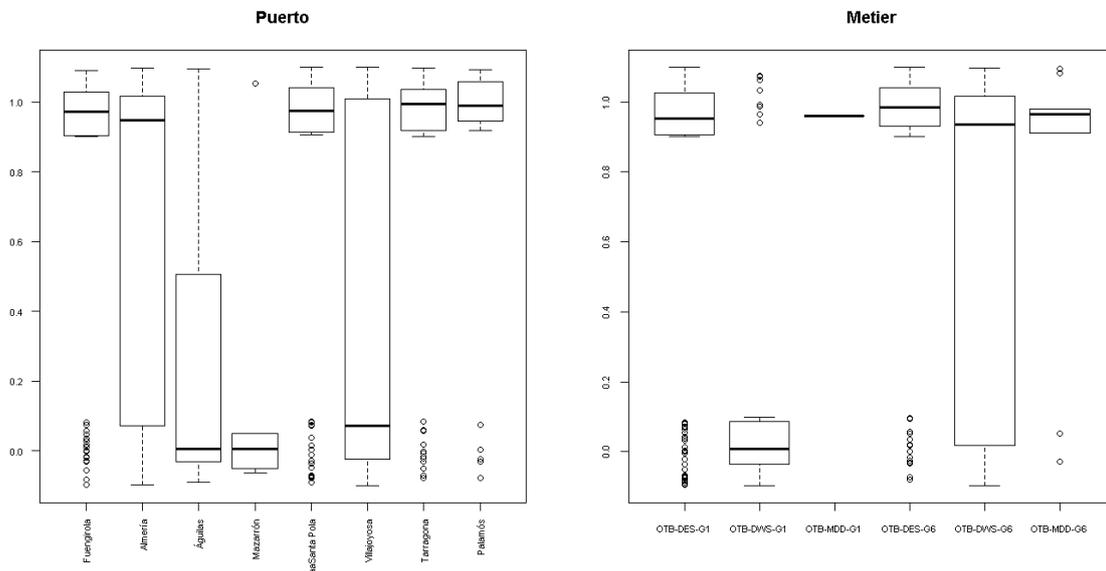


Fig. 16 Grafico de cajas con presencia/ausencia de los descartes en: Puertos (izquierda) y Metiers (Derecha).

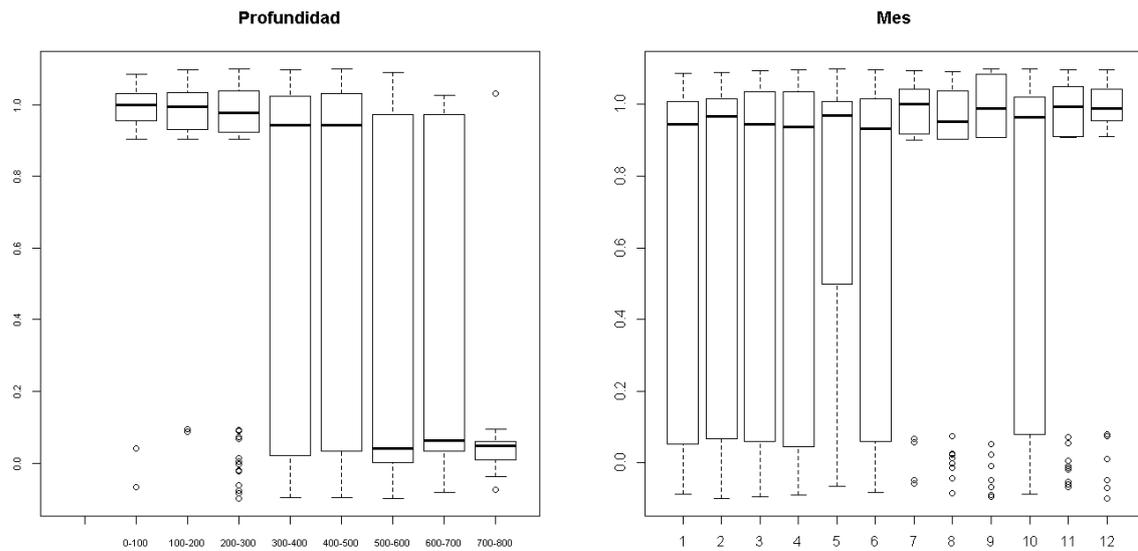


Fig. 17 Grafico de cajas con presencia/ausencia de los descartes en: Profundidad (izquierda) y Mes (Derecha).

Los diferentes modelos propuestos para analizar la probabilidad de presencia de descarte están recogidos en la tabla 10.

Tabla 10 Recopilación y estructura de los modelos utilizados para el estudio.

Etiqueta Modelo	Ecuación
<b>GLM (modelos lineales no generalizados)</b>	
<b>M01</b>	<code>ocurr_idpue~Puerto.descarga+Depth_mean+Month</code>
<b>M02</b>	<code>ocurr_idpue~Puerto.descarga+Depth_mean</code>
<b>M03</b>	<code>ocurr_idpue~Puerto.descarga+Month</code>
<b>GAM (modelos lineales aditivos)</b>	
<b>M04</b>	<code>ocurr_idpue~Puerto.descarga+s (Depth_mean, k=5) +s (Month, bs="cc", k=10)</code>
<b>M05</b>	<code>ocurr_idpue~Puerto.descarga+s (Depth_mean, k=5)</code>
<b>M06</b>	<code>ocurr_idpue~Puerto.descarga+s (Depth_mean, k=5) +Month</code>

Tabla 11 Resumen indicadores para la selección y revisión de las diferentes estructuras propuestas para analizar la presencia de descarte.

<b>Modelos</b>	<b>df</b>	<b>AIC</b>	<b>AUC</b>	<b>%Devianza</b>
<b>M01</b>	10	381.261	0.877	28.768
<b>M02</b>	9	383.672	0.876	27.899
<b>M03</b>	9	463.686	0.776	12.122
<b>M04</b>	12.316	379.214	0.885	30.085
<b>M05</b>	11.564	378.883	0.884	29.854
<b>M06</b>	12.54	376.244	0.887	30.760

El modelo elegido es el último “M06” donde profundidad está incluido como no lineal, pero mes si (Tabla 11).

Como podemos ver en la tabla 12. En el modelo las 3 variables explicativas son significativas ( $P < 0.05$ ). En principio para el factor Puerto, el Intercept, que resume el efecto del Puerto de Santa Pola y por el cual los demás niveles se comparan respecto a él, es significativo, al igual que pasa con los puertos de Cataluña: Palamós y Tarragona, que presentan un coeficiente positivo lo que indica que la probabilidad de presencia de descarte es mayor respecto a Santa Pola (Intercept), y también el Puerto de Mazarrón, que presenta un coeficiente negativo lo que indica que la probabilidad de presencia de descarte es menor respecto a Santa Pola. Por otra parte, los puertos restantes no son significativos, lo que indica que, aunque los valores de los coeficientes sean positivos o negativos no son significativamente distintos de 0 y, por tanto, tienen un efecto nulo sobre la variable respuesta.

Por otro lado, las dos variables explicativas continuas: el factor incluido como lineal Mes es significativo y tiene un coeficiente positivo que indica que la presencia de descarte aumenta respecto al paso de los meses. Y por otra parte Profundidad media también es significativo y cómo podemos observar en la gráfica 18, la presencia de descarte si que presenta una disminución al aumentar la profundidad.

La proporción de varianza que explica este modelo (devianza) es del 30.8% (Tabla 11), lo que quiere decir que este modelo explicaría aproximadamente un 31% de la presencia de descarte en los diferentes Puertos. Y el valor AUC para las curvas ROC es 0.887 (Tabla 11), esto nos indica que la mayoría de los casos donde se analiza la presencia de los descartes es verídica.

Tabla 12 Summary del GAM para el modelo 06

<b>Formula:</b>				
<b>ocurr_idpue ~ Puerto.descarga + s (Depth_mean, k = 5) + Month</b>				
<b>Parametric coefficients:</b>				
	Estimate	Std.Error	z value	Pr(> z )
<b>Puerto</b>				
Santa Pola	0.40215	0.42273	0.951	0.341446
Águilas	-0.71229	0.70584	-1.009	0.312910
Almería	0.38479	0.44103	0.872	0.382947
Fuengirola	0.47396	0.48371	0.980	0.327163
Mazarrón	-2.13036	1.23972	-1.718	0.045720 *
Palamós	2.02187	0.61325	3.297	0.000977 ***
Tarragona	1.46903	0.50766	2.894	0.003807 **
Villajoyosa	0.21593	0.59346	0.364	0.715966
Month	0.08295	0.03875	2.140	0.032323 *
<b>Approximate significance of smooth terms:</b>				
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(Depth_mean)	3.541	3.879	57.92	6.97e-11 ***
---				
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
R-sq.(adj) = 0.33 Deviance explained = 30.8%				
UBRE = -0.13705 Scale est. = 1 n = 436				

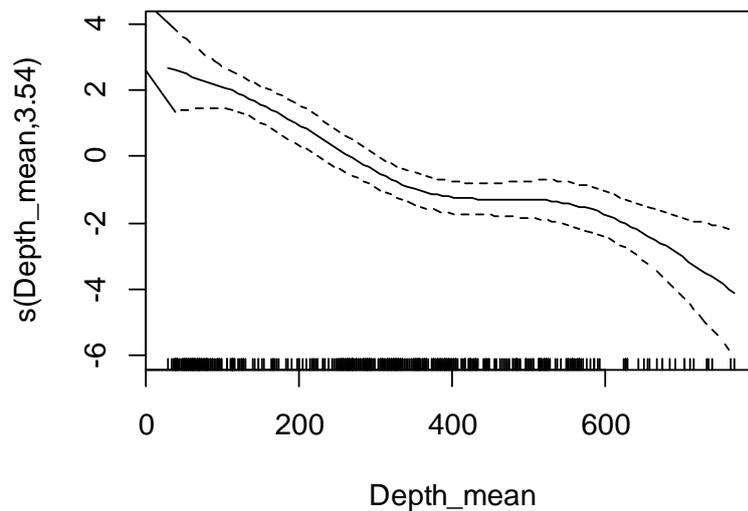


Fig. 18 Grafico resultado del GAM para el modelo 06. Comportamiento de la presencia del descarte con la profundidad.

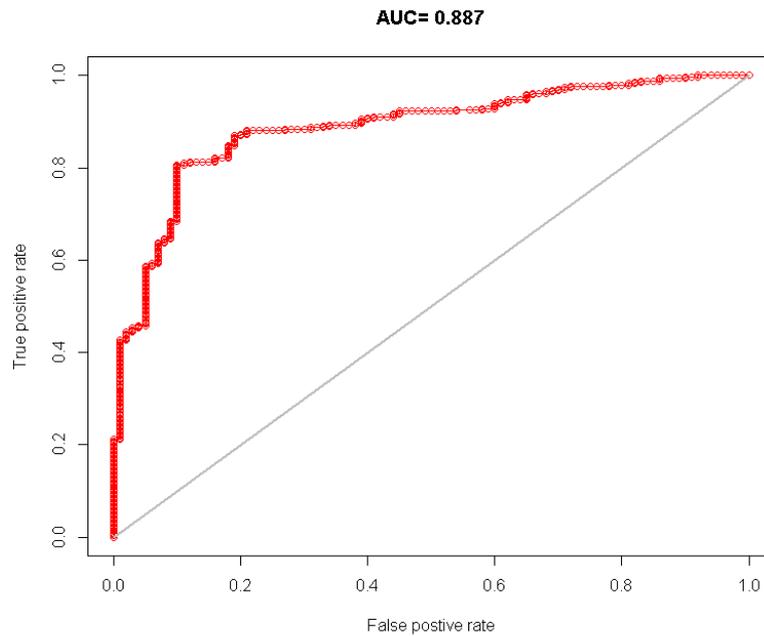


Fig. 19 Curva ROC para el modelo 6.

Hemos utilizado la función “gam.check” que nos dice por una parte si la “k” (nudos) elegidos para el factor no lineal está muy sobreestimada o está bien y por otro lado para ver si es significativa o no. En este caso no es significativa por lo que está bien el modelo.

Por otra parte, siguiendo con las comprobaciones de los residuales para ver si el modelo seleccionado era correcto y el ajuste. En el grafico (Fig. 20, izquierda) los puntos respuesta versus los ajustados están bastante homogéneos no se observan manchas de concentración por lo que también puede indicar que están bien. También por lo que podemos observar en el grafico Q-Q plot (Fig. 20, derecha) los puntos no distan mucho de la recta por lo que no está mal el ajuste del modelo.

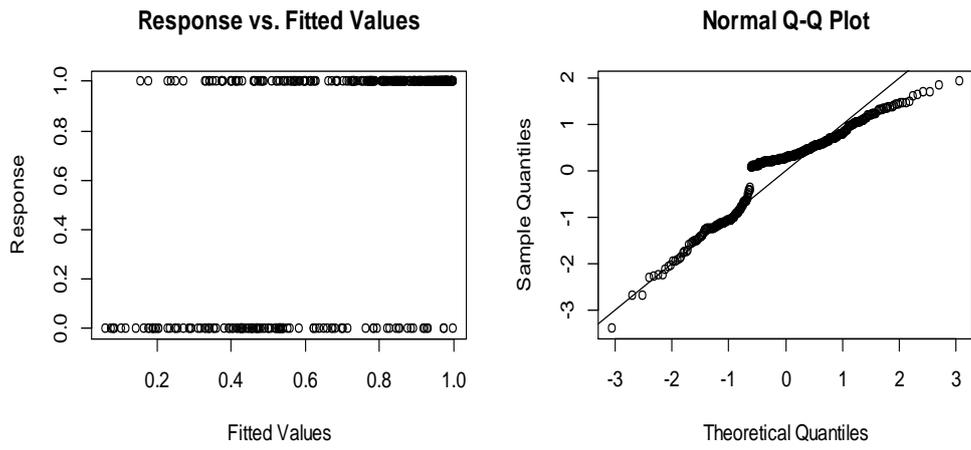


Fig. 20 Gráficos para analizar los residuos del modelo: Valores respuesta frente valores ajustados (izquierda), Q-Q plot (derecha).

## 4. DISCUSION

La finalidad del estudio sobre el patrón del descarte de los arrastreros de fondo españoles en los Puertos del Mediterráneo occidental, es observar si existen patrones en los descartes a un nivel de Mesoescala y posteriormente también observar si estos patrones también pueden estar influenciados por factores ambientales como la profundidad o la variación temporal en un año

Los puertos muestreados a priori mostraron patrones diferentes de descarte. Observándose una relación directa a cuando más volúmenes de capturas tenían mayores eran las tasas de descarte (Anexo 1). Temporalmente no hay una correlación clara entre los dos años, según Puertos el descarte aumenta de un año para otro, pero en los otros no sucede lo mismo.

Como hemos visto anteriormente para el Mediterráneo la fracción desechada de las capturas del arrastre oscilan entre el 15-70% (Kelleher,2008; GFCM, 2016). En nuestra zona de estudio, para el conjunto de la flota de arrastreros muestreados, los porcentajes de descarte oscilaron del 6-75% (Tabla 5), siendo el Puerto de Almería el Puerto con más porcentaje registrado. Concretamente los mayores valores de porcentaje de descarte fueron en el metier “DES-G”, excepto en los puertos donde este no se encontraba.

Respecto a las diferentes especies descartadas. Se puede establecer también una relación entre el tamaño de capturas y tasa de descartes cuando más especies diferentes se capturan, como sucede en Puertos como el de Santa Pola que ha registrado los mayores valores de capturas y especies, siendo el segundo puerto con más especies diferentes capturadas (38 en total). Según el porcentaje de descarte en cada puerto, encontramos en común que todas las especies con más porcentaje de descarte en cada sitio, son normalmente especies a las que el objetivo de cada metier no va dirigido, capturas accesorias, excepto en Murcia donde el rango de especies capturadas era muy bajo (4 especies diferentes por Puerto) y una de las especies más descartada fue la Merluza (Fig. 12).

Los análisis exploratorios reforzaron las diferencias en el patrón de los descartes, tanto el cluster (Fig.13) y el MDS (Fig. 14), agruparon los puertos por Comunidades autónomas, excepto los puertos de la comunidad Valenciana: Santa Pola y Villajoyosa, incluyendo este último en el grupo de los Puertos de Murcia. Posiblemente, debido por la gran diferencia en la tasa de descarte entre los dos Puertos de la CV y más parecida a los puertos de la zona de Murcia.

Por otra parte, el Kruskal-Wallis confirmo la existencia de una diferencia en los descartes respecto a los puertos (Tabla 6), el nivel de Mesoescala definido. Pero el test a posteriori revelo que solo había diferencias con el Puerto de Santa Pola, el puerto con más descarte registrado y muy superior al resto.

En el caso de los modelos estadísticos, durante la realización de las estructuras para los modelos se decidió eliminar el factor “Metier” ya que todas las estructuras con este factor resultaban en valores más altos de AIC, menos devianza y no eran significativos en ningún caso por lo que no proporcionaba información. Como hemos visto en Resultados en los GLMs (Tabla 12) el primer nivel “Intercept” resume el efecto del primer puerto y

los demás se comparan respecto a este. Normalmente este primer nivel se pone por defecto por orden alfabético, pero en nuestro caso al observar que el Puerto de Santa Pola era diferente al resto de puertos anteriormente, se decidió poner como Intercept para observar el comportamiento en la presencia del descarte de los demás puertos respecto a este.

En cuanto a la variable ambiental de profundidad, también fue significativa y se observó una tendencia negativa de la presencia de descarte cuando aumentara la profundidad. Este comportamiento observado es diferente a estudios que establecen que, en el Mediterráneo, las tasas de descarte presentan una correlación positiva con la profundidad (Machias *et al.*, 2001; Mallo1, 2005, Tsagarakis *et al.*, 2013). Se corresponden más al estudio de Sánchez *et al* (2014), donde en operaciones de poca profundidad se producen altas tasas de capturas de pequeños ejemplares de espáridos como consecuencia de la captura incidental del Arrastre. Debido a que como en nuestro caso como se observa en la figura 19, en casi todos los puertos, especies de la familia de los espáridos como: *Pagellus acarne*, *Boops boops* o *Pagellus erythrinus* tienen un porcentaje alto de descarte. Resultados obtenidos en estudios como Pennino *et al* (2014), también muestran esta relación de poca profundidad obteniendo mayores porcentajes de descartes para el metier que actúa en aguas superficiales como es el “DES-G”, como ocurre en nuestro caso. Otras de las razones a este suceso pueden corresponderse con que algunos juveniles de las especies más apreciadas económicamente se concentran en ciertas épocas del año en la superficie y pueden ser objetivo de los pescadores (Aldebert *et al.*, 1998), como puede suceder en los puertos de la Comunidad de Murcia, donde *Merluccius merluccius* tiene una tasa de descarte alta..

La variabilidad Temporal, fue significativa cuando esta se introdujo en las estructuras como un comportamiento lineal. Esto fue decidido debido a que los gráficos resultantes del GAM mostraron esta tendencia lineal en el factor Mes (fig.21) y se obvió el efecto año debido a la poca escala temporal de la que se disponía. Por lo tanto, se observó una tendencia positiva de la probabilidad del Descarte y los meses, encontrándose la mayor probabilidad de presencia de descartes en los últimos meses. Este proceso de descarte estacional, puede deberse probablemente al reclutamiento de la mayoría de las especies sucede en los últimos trimestres del año, así como la ausencia de arrastre en los meses anteriores (Abella *et al.*, 2008) o también puede atribuirse al comportamiento de selección de los pescadores y la condición/comportamiento de las especies durante las diferentes estaciones (Pennino *et al.*, 2014).

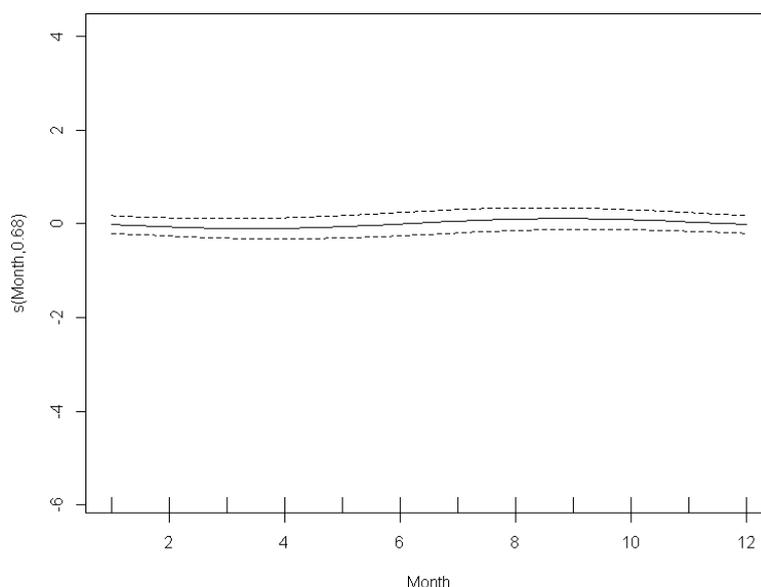


Fig. 21 Respuesta del factor Mes a la probabilidad de presencia del descarte.

Únicamente la probabilidad de presencia de descarte fue significativa en los puertos de Tarragona y Palamós, donde era probabilidad de presencia era mayor y Mazarrón, donde era menor. Esto nos indica que junto con los resultados anteriores si que podemos observar cierta variabilidad en el patrón del descarte a una mesoescala regional. Esto también es señalado por Uhlman *et al.* (2014), que destaca la variabilidad de los patrones de descarte a escala europea y que las tasas de descartes eran más heterogéneas según las regiones que en las pesquerías, sugiriendo una gestión de los descartes a nivel regional. Y es apoyado por Vilela y Bellido (2015) proporcionando una herramienta predictiva para desarrollar soluciones adicionales al problema de los descartes a nivel regional y su conocimiento.

Estudios a mesoescala tienen su importancia debido a que muchas veces cuando se realizan a escala superiores, los elementos incluidos para el análisis tienden a agruparse y hay pérdida de información. De esta manera, estos estudios pueden proporcionar una radiografía de la situación de los descartes en cada región permitiendo elaborar soluciones especializadas para cada situación.

Por ejemplo, como observamos en nuestro estudio, los puertos de Tarragona y Palamós que geográficamente son diferentes teniendo uno más plataforma y el otro más cañón submarino y con valores de captura diferentes, tienen un patrón de descarte similar debido a que los mayores porcentajes de descarte se encuentran en los niveles de profundidad más superficial por las capturas accesorias del metier dirigido a esta profundidad “DES-GSA6”. A la hora de elaborar soluciones al problema de los descartes podrían encararse a solucionar este hecho de las capturas accesorias y por lo tanto solucionar de alguna manera lo que está sucediendo.

Nuestro estudio destaca la variabilidad de las tasas de descarte específicas de especies a escala europea. Se observó un marcado contraste entre las tasas en el Mar Mediterráneo y en las demás regiones pesqueras. Además, encontramos que las tasas de descartes eran más homogéneas en las pesquerías que en las regiones, lo que sugiere que las medidas de manejo de descartes pueden ser ideadas a nivel regional; Por ejemplo, eliminando las normas de cuota y de composición de las capturas (por ejemplo, EEC, 2012b) e incentivando el uso de artes más selectivos. En cualquier caso, las diferencias en las tasas de descarte entre especies también requerirán enfoques específicos de especies para descartar la reducción, tales como mejoras en los parámetros de selectividad de los artes.

## 5. CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos en el presente estudio se han determinado las siguientes conclusiones:

- Existe una correlación directa entre el volumen de capturas y las tasas de descarte.
- Las fracciones de descarte estuvieron en concordancia con las de otros estudios del descarte en el Mediterráneo e incluso en ocasiones superaron los valores.
- Mensualmente existe una correlación positiva respecto a las tasas de descarte, debido al reclutamiento de muchas de las especies y/o al comportamiento de los pescadores en el último semestre del año.
- La profundidad tiene una correlación negativa respecto al descarte. Justificado por las altas tasas de descarte en el metier “DES-G1/6” dirigido a pocas profundidades y las altas tasas de descarte de las especies de capturas accesorias a las especies objetivo de este metier.
- Análisis exploratorios mostraron una tendencia clara en el Patrón de los descartes, encontrándose agrupaciones por pares de los Puertos respecto a la Comunidad perteneciente.
- Los puertos que mostraron bajas tasas de descarte se agruparon entre ellos.
- Los modelos estadísticos confirmaron la tendencia en la diferencia del patrón de descartes en 3 puertos únicamente, pero esto nos indica un principio de existencia diferencias en el patrón del descarte entre regiones
- El estudio del descarte a un nivel de mesoescala proporciona una información de la situación real de cada región y permite elaborar soluciones de una manera especializada para ello.

Este estudio nos indica la necesidad de seguir investigando y mejorar las diferencias en Mesoescala del patrón de descartes para que sirva como el futuro de posibles soluciones al problema del descarte en las pesquerías de arrastre del Mediterráneo occidental.

A largo plazo, debería realizarse un estudio para caracterizar los patrones de descarte en cada región seleccionada, seleccionar todo el rango de especies capturadas. Posteriormente incluir más variables tanto ambientales, económicas, ampliar el rango temporal, etc... con el objetivo de tener una descripción de la región seleccionada y de la pesca de arrastre que se realice ahí y por último emplear los modelos utilizados en el estudio y combinarlos con sistemas de información geográfica para localizar zonas de altas tasas de descarte y comparar las regiones.

Este estudio nos indica la necesidad de seguir investigando y mejorar la caracterización del macrobentos y los hábitats bentónicos en esta zona para que sirva como indicador de los efectos tanto antrópicos o naturales. A largo plazo, debería de realizarse un estudio de las comunidades bentónicas de estos fondos y llegar a niveles taxonómicos más bajos para conocer el comportamiento de aquellas especies que puedan llegar a ser indicadoras de cambios ambientales.



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Abella, A., Fiorentino, F., Mannini, A., Orsi Relini, R. (2008) Exploring relationships between recruitment of european hake (*Merluccius merluccius*) and environmental factors in the ligurian sea and the strait of sicily (central mediterranean). *Journal of Marine Systems* 71:279–293
- Aldebert, Y., Sánchez, P., Demestre, M., (1998). Scale of temporal variability of groundfish landings in northwestern Mediterranean. *Rapp. Commun. Int. Mer. Médit.* 35, 364– 365.
- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A. y Pope, J. G. (1994). A global assessment of fisheries by-catch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper N° 339*, Rome.
- Annala J H (1996) New Zealand's ITQ system: have the first eight years been a success or a failure? *Rev in Fish biol. and Fisheries* vol. 6 (1) - 1996 pp 43-62
- Anon, A. (2001). Collection and management of data for the assessment of the Spanish and French Mediterranean fisheries, MEDA 2001. European Community Final Report, Study Contract 00/21. In Rochet, M-J., y Trenkel, V. M. 2005. Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 224–235.
- Bellido J. M., Santos M.B., Pennino M.G., Valeiras X., y Pierce G. J. (2011). Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670: 317–333.
- Bellido, J. M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., y Pierce, G. J. (2011). Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670: 317–333.
- Bellido, J.M., Carbonell Quetglas, A., Garcia Rodriguez, M., Garcia Jimenez, T., y González Aguilar, M. (2014). The Obligation to Land All Catches—Consequences for the Mediterranean In-Depth Analysis. *IP/B/PECH/IC/2013-168*. PE 529.055. 52 pp.
- Bergmann, M., Wiczorek, S.K., Moore, P.G. y Atkinson, R.J.A. (2002). Discards composition of the Nephrops fishery in the Clyde Sea area, Scotland. *Fisheries Research*, 57: 169-183.
- Borges, L. (2015). The evolution of a discard policy in Europe. *Fish and Fisheries*, 16: 534 –540.
- Buisman, E. (2001). Discards management in the EU and Norway. EAFE conference. Jakupsstovu, S.H., Cruz, L.R., Maguire, J.J. y Reinert, J. (2007). Effort regulation of the demersal fisheries at the Faroe Islands: a 10-year appraisal. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 730-7.
- Caddy, J. F. (2009). Practical issues in choosing a framework for resource assessment and management of Mediterranean and Black Sea fisheries. *Mediterranean Marine Science*, 10: 83–119.
- Carbonell, A., Pomar, G., Gaza, M., Torres, A., Garcí'a, M., Pereda, P., y Esteban, A., *et al.* (2003b). The deep-water red shrimp fishery in the Spanish Mediterranean Sea. *Scientific*

Council Research Documents of the Northwest Atlantic Fisheries Organization, Serial No. N4472, No. 01/85. 8 pp.

Castriota, L., Campagnuolo, S. y Andaloro, F. (2001). Shrimp trawl fishery by-catch in the Straits of Sicily (central Mediterranean Sea). Scientific Council Research Documents of the Northwest Atlantic Fisheries Organization, Serial N° N4501, N° 01/113.

Catchpole, T. L., y Gray, T. S. (2010). Reducing discards of fish at sea: A review of European pilot projects. *Journal of Environmental Management*, 91: 717–723

Catchpole, T.L., Frida, C.L.J. y Gray, T.S. (2005). Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy*, 29: 421–430.

Cayuela, L. (2015). Modelos lineales generalizados (GLM). Area de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos. 31pp

Cerda, J. y Cifuentes, L.(2012). Uso de curvas ROC en investigación clínica: Aspectos teórico-prácticos. *Revista chilena de infectología*, 29(2), 138-141.

Chambers, J. M. y Hastie, T. J. (1992) *Statistical Models in S*, Wadsworth & Brooks/Cole.

Chambers, J. M. y Hastie, T. J. (1992) *Statistical Models in S*, Wadsworth & Brooks/Cole.

Clucas, I. (1997). A study of the options for utilization of bycatch and discards from marine capture fisheries FAO Fisheries Circular. No. 928. Rome, FAO. 59p.

Comisión Europea. (2008). La Gestión de la pesca en el Mar Mediterráneo. Pesca y Acuicultura en Europa nº 39. Bruselas.

Condie, H., Catchpole, T. L., y Grant, A. (2014). The short term impact of implementing catch quotas and a discard ban on English North Sea otter trawlers. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1266–1276

Crean, K., Symes, D. (1994). The discards problem: towards a European solution. *Marine Policy*, 18: 422-434.

Daan N, Bromley P, Hislop J, Nielsen N, (1990). Ecology of North Sea fish. *Netherlands Journal of Sea Research*; 26:343.

Damalas, D. (2015). Mission impossible: discard management plans for the EU Mediterranean fisheries under the reformed Common Fisheries Policy. *Fish. Res.* 165, 96–99.

Damalas, D., y Vassilopoulou, V. (2011). Chondrichthyan by-catch and discards in the demersal trawl fishery of the central Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Fisheries Research*, 108: 142–152.

Dirección de pesquerías de Islandia. [www.en.fiskistofa.is/cntPage.php?pID=4](http://www.en.fiskistofa.is/cntPage.php?pID=4)

Dirección General de Pesca Noruega. <http://fisheries.no/>

Durrleman, S., y Simon, R. (1989). Flexible regression models with cubic splines. *Statistics in Medicine*, 8, 551–561.

- EEC. 2012b. Fisheries: commission acts to reduce discards in the west of Scotland. Press release of 23 February 2012. Directorate– General for Maritime Affairs and Fisheries, Brussels
- Eliassen, S. Q., Papadopoulou, N., Vassilopoulou, V., y Berner, L. (2012). Case studies of trawl fisheries in Denmark, Greece and England and an evaluation of incentive framework. Report in the Badminton project work package 4: Socio-economic and institutional incentives for discarding. 12 pp.
- Eliassen, S. Q., Papadopoulou, N., Vassilopoulou, V., y Berner, L. (2012). Case studies of trawl fisheries in Denmark, Greece and England and an evaluation of incentive framework. Report in the Badminton project work package 4: Socio-economic and institutional incentives for discarding. 12 pp.
- Eliassen, S. y Christensen, A.S. (2012). The institutional basis for discard behaviour. The Badminton project: report in the Badminton project work package 4: Socioeconomic and institutional incentives for discarding.
- Eliassen, S., y Christensen, A-S. (2012). The institutional basis for discard behaviour. The Badminton project: report in the Badminton project work package 4: Socio-economic and institutional incentives for discarding. 16 pp.
- FAO. (2011). Directrices internacionales para la ordenación de las capturas incidentales y la reducción de los descartes. FAO. Roma.
- Garcia, S. M., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M. J., Zhou, S., Arimoto, T., y Beyer, J. E. *et al.* (2012). Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science*, 335: 1045–1047.
- García-Rivera, S., Lizaso, J. L. S., y Millán, J.M. B. (2015). A quantitative and qualitative assessment of the discard ban in European Mediterranean waters. *Marine Policy*, 53: 149–158.
- Gezelius, S.S. Management responses to the problem of incidental catch in fishing: a comparative analysis of the EU, Norway, and the Faeroe Islands. (2008). *Marine Policy*, 32: 360-368.
- GFCM. (2012). Report of the Transversal Workshop on Spatial Based Approach to Fisheries Management, Rome, Italy, 6–8 February 2012].
- GFCM. (2016). The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries (SoMFi). FAO,145.
- Gillis, D.M., Pikitch, E.K. y Peterman, R.M. (1995). Dynamic discarding decisions: foraging theory for high-grading in a trawl fishery. *Behavioral Ecology*, 6: 146-154.
- Gonçalves, J. M. S., Stergiou, K. I., Hernando, J. A., Puente, E., Moutopoulos, D. K., Arregi, L., y Soriguer, M. C.(2007). Discards from experimental trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fisheries Research*, 88: 5–14.
- Grafton RQ. (1996) Individual transferable quotas : theory and practice. *Revi Fish Biol Fish*; 6: 5–20.
- Halim, Y., y Rizkalla, S. (2011). Aliens in Egyptian Mediterranean waters. A check-list of Erythrean fish with new records. *Mediterranean Marine Science*, 12: 479–490.

- Hall, M.A. (1994). A classification of bycatch problems and some approaches to their solutions. Workshop on bycatches. Fisheries and their impact on the ecosystem. University of British Columbia. Fisheries Centre Research Reports, 2(1): 65-74.
- Hall, S. J. y Mainprize, B. M. (2005). Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish and Fisheries* 6: 134–155.
- Hauschildt, P. H., yBaron, E. (1999). *J. Comput. Appl. Math.* in press.
- Holt, E.W.L. (1895). An examination of the present state of the Grimsby trawl fishery with especial reference to the destruction of immature fish. *J. Mar. Biological Association of the United Kingdom*, III(IV)(N.S.), 1893-1895: 339-448.
- Hosmer, D. yLemeshow S. (2000). *Applied Logistic Regression*, 2nd ed. New York; Chichester, Wiley.
- Johnsen, J.P. y Eliassen, S. (2011). Solving complex fisheries management problems: What the EU can learn from the Nordic experiences of reduction of discards. *Marine Policy*, 35: 130–139.
- Johnsen, J.P. y Eliassen, S. (2011). Solving complex fisheries management problems: What the EU can learn from the Nordic experiences of reduction of discards. *Marine Policy*, 35: 130–139.
- Keele, L. (2008). *Semiparametric regression for the social sciences*. Chichester, England: Wiley.
- Kelleher, K. (2008). *Descartes en la pesca de captura marina mundial. Una actualización*. FAO, Documento técnico de pesca nº 470. Roma.
- La respuesta del Gobierno islandés. [www.vidraedur.is/media/esb\\_svor/13\\_Fisheries/Ch.\\_13\\_-\\_Fisheries-FINAL.pdf](http://www.vidraedur.is/media/esb_svor/13_Fisheries/Ch._13_-_Fisheries-FINAL.pdf)
- Løbach, T. y Viem, A. K. (1996). Compatibility and applicability of discard/retention rules for the conservation and utilisation of fishery resources in the Northwest Atlantic. Workshop on Discard/Retention Rules. St Petersburg.
- Machias, A., Karakassis, I., Labropoulou, M., Somarakis, S., Papadopoulou, K. N. y Papaconstantinou, C. (2004). Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 771-779.
- Machias, A., Vasilopoulou, V., Vatsos, D., Bekas, P., Kallianotis, A., Papaconstantinou, C., y Tsimenides, N. (2001). Bottom trawl discards in the northeastern Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 53: 181–195.
- Mallol, S. (2005). Anàlisi dels descartaments efectuats per la flota d'arrossegament en el Golf de Lleó. Tesi Doctoral. Universitat de Girona.
- Maynou, F. y Sardá, F. (2001). Influence of environmental factors on comercial trawl catches of *Nephrops norvegicus* (L.). *ICES Journal of Marine Science*, 58:1318–1325.

- Moranta, J., Massuti, E. y Morales-Nin, B. (2000). Fish catch composition of the deep-sea decapod crustacean fisheries in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Fisheries Research*, 45: 253-264.
- Olivert-Amado, A. (2008). La industria pesquera en Islandia. Departamento Temático B: Políticas Estructurales y de Cohesión. Parlamento Europeo. Bruselas.
- Pálsson, Ó. K., Arason, A., Björnsson, E., Jóhannesson, G., Björnsson, H. y Ottesen, F. (2006). Discards in demersal Icelandic fisheries. Marine Research Institute. Report series nº 134.
- Papadopoulou, N., Vassilopoulou, V., Dogrammatzi, A., Palialexis, A., Anastasopoulou, A., Mytilineou, C. y Smith, C. (2012). Efficacy of technical measures to reduce discards: the case of the Greek Demersal Otter Trawl Fleet. Contribution to BADMINTON - WP3: EC Reg. No 1967/2006 Implementation status, Technical Measures & Discards.
- Peng, C., Lee, K. y Ingersoll, G. (2002). An Introduction to Logistic Regression Analysis and Reporting. *The Journal of Educational Research*, 91(1): 3-14.
- Pennino *et al.*, (2014). Bayesian spatio-temporal discard model in a demersal trawl fishery. *Journal of Sea Research* 90: 44-53
- Phillips, S. (2008). Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson *et al.*, (2007). *Ecography*, 31: 272-278.
- Quetglas, A., Gaamour, A., Reñones, O., Missaoui, H., Zarrouk, T., Elabed, A. y Goñi, R. (2004). Common spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabricius 1787) fisheries in the western Mediterranean: a comparison of Spanish and Tunisian fisheries. *Bolletti de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 47: 63–80.
- Rijnsdorp, A. D. y P. I. van Leeuwen, (1996). Changes in abundance of demersal fish species in the North Sea between 1906–1909 and 1990–1995. *ICES Journal of Marine Sciences* 53: 1054–1062.
- Rochet, M. J. y V. M. Trenkel, (2005). Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 224–235.
- Rochet, M.-J., Catchpole, T., y Cadrin, S. (2014). Bycatch and discards: from improved knowledge to mitigation programmes. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 1216–1218.
- Rochet, M.-J., Péronnet, I., y Trenkel, V. M. (2002). An analysis of discards from the French trawler fleet in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 538–552.
- Rodríguez, J. (1982). *Oceanografía del Mar Mediterráneo*, Editorial Pirámide, Madrid, 174pp.
- Rodríguez, J. (1989). *Oceanografía del Mar de Alborán*. Aldaba, 71-77.
- Sala, A., Brcic, J., Herrmann, B., Lucchetti, A., y Virgili, M. (2017). Assessment of size selectivity in hydraulic clam dredge fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 339–348. doi: 10.1139/cjfas-2015-0199
- Sala, A., Herrmann, B., De Carlo, F., Lucchetti, A., y Brcic, J. (2016). Effect of codend circumference on the size selection of square-mesh codends in trawl fisheries. *PLoS ONE* 11: e0160354.

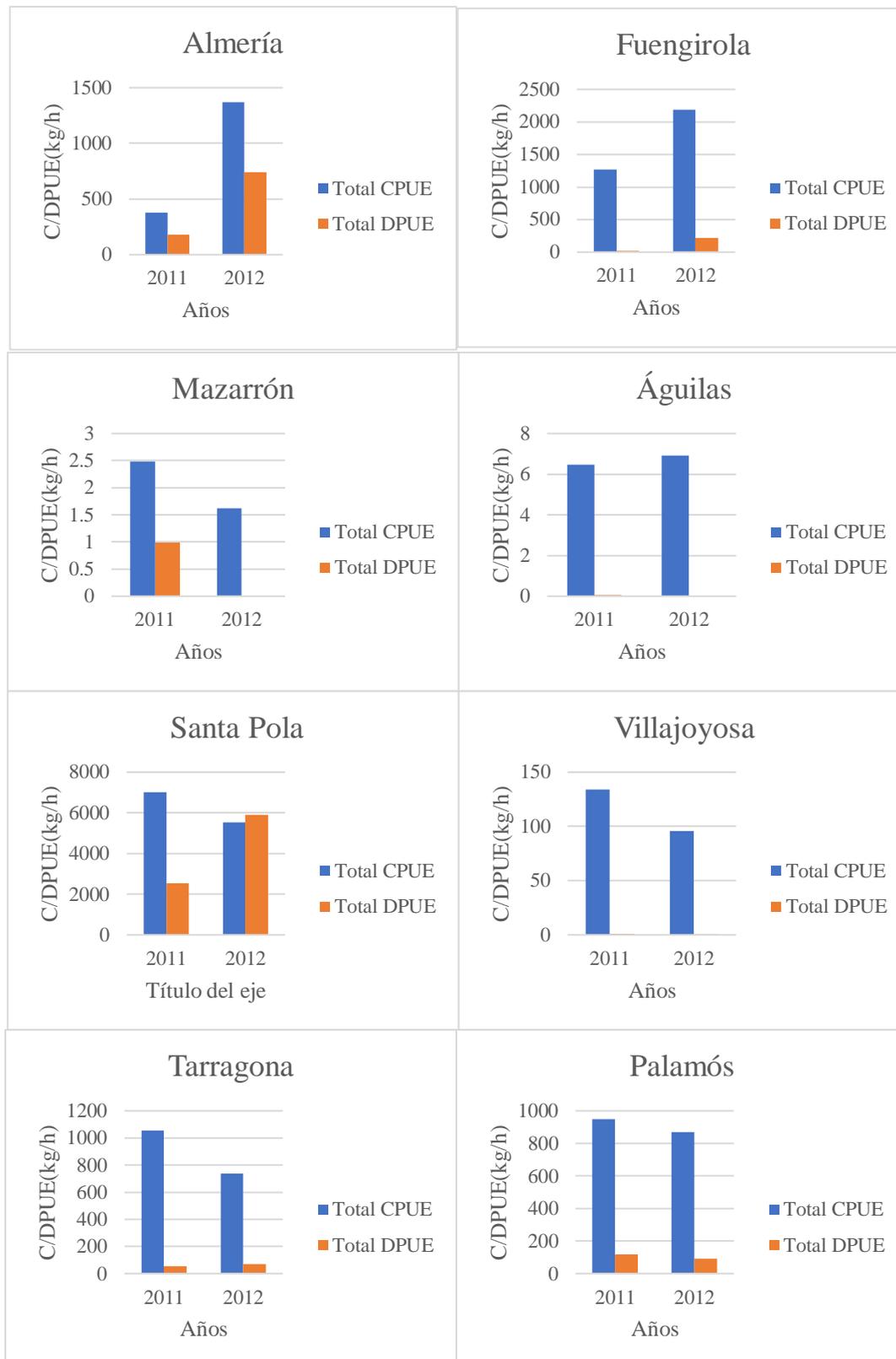
- Salat, J., Garcia, M.A., Cruzado, A., Palanques, A., Arín, L., Gomis, D. and Velásques, Z.R. (2002). Seasonal changes of water mass structure and shelf slope exchanges at the Ebro Shelf (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 22(2): 327- 348.
- Salz, P., Willem, J., Buisman, E., Hoefnagel, E., Papadakis, M., Bakela, Z., Kalioniotis, A. y Economou, A. (1996). Comparison of mediterranean and atlantic fishery management. Final Report. LEI-DLO and MARE A.S. The Hague.
- Sánchez, P., Demestre, M., y Martín (2004). Characterisation of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Research* 67: 71–80.
- Sánchez, P., Demestre, M., y Martín (2004). Characterisation of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Research* 67: 71–80.
- Santojanni, A., Cingolani, N., Arneri, E., Kirkwood, G., Belardinelli, A., Giannetti, G., y Colella, S. (2005). Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea with an estimate of discards. *Scientia Marina*, 69: 603–617.
- Sardà F., Coll M., Heymans J.J., *et al.* (2013). Overlooked impacts and challenges of the new European discard ban. *Fish. Fish.* 16(1): 175-180.
- Sardá, F. (2013). Desembarco de descartes: ¿sería una práctica positiva? *Industrias Pesqueras*, extra Abril-2013: 34-35.
- Sardà, F., Coll, M., Heymans, J. J., y Stergiou, K. I. (2015). Overlooked impacts and challenges of the new European discard ban. *Fish Fish.* 16, 175–180.
- Sartor, P., Sbrana, M., Reale, B., y Belcari, P. (2003). Impact of the deep sea trawl fishery on demersal communities of the northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 275–284.
- Sigríður, S., Kemp, E., Stefánsdóttir, Condie, H., Margeirsson, E., Thomas, L., Catchpole, Bellido, J.M., Eliassen, S.Q., Goñi, R., Madsen, N., Palialexis, A., Sebastian, S., Uhlmann, Vassilopoulou, V., Feekings, J., Rochet, M.J. (2015). How can discards in European fisheries be mitigated? Strengths, weaknesses, opportunities and threats of potential mitigation methods, *Marine Policy*, Volume 51 Pages 366-374
- Stergiou, K. I., Machias, A., Somarakis, S., y Kapantagakis, A. (2003). Can we define target species in Mediterranean trawl fisheries? *Fisheries Research*, 59: 431–435.
- Stergiou, K.I., Economou, A., Papaconstantinou, C., Tsimenides, N. y Kavadas, S. (1998). Estimates of discards in the Hellenic commercial trawl fishery. *Rapport Commission International pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee*, 35: 490–491.
- Stergiou, K.I., Economou, A., Papaconstantinou, C., Tsimenides, N. y Kavadas, S. (1998). Estimates of discards in the Hellenic commercial trawl fishery. *Rapport Commission International pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee*, 35: 490–491.
- Stratoudakis, Y., R. J. Fryer y R. M. Cook, (1998). Discarding practices for commercial gadoids in the North Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1632–1644.

- Tsagarakis, K., Machias, A., Giannoulaki, M., Somarakis, S., y Karakassis, I. (2008). Seasonal and temporal trends in metrics of fish community for otter-trawl discards in a Mediterranean ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 539–550.
- Tsagarakis, K., Palialexis, A. y Vassilopoulou, V. (2013). Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fst074.
- Tsagarakis, K., Palialexis, A., y Vassilopoulou, V. (2014). Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 1219–1234. doi: 10.1093/icesjms/fst074
- Tsagarakis, K., Vassilopoulou, V., Kallianiotis, A., y Machias, A. (2012). Discards of the purse seine fishery targeting small pelagic fish in the Eastern Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 76: 561–572.
- Tzanatos, E., Somarakis, S., Tserpes, G., y Koutsikopoulos, C. (2007). Discarding practices in a Mediterranean small-scale fishing fleet (Patraikos Gulf, Greece). *Fisheries Management and Ecology*, 14: 277–285.
- Uhlmann, S. S., van Helmond, A. T. M., Stefánsdóttir, E. K., Sigurðardóttir, S., Haralabous, J., Maria Bellido, J., 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. y Rochet, M.J. (2013). Discarded fish in European waters: general patterns and contrasts. *ICES Journal of Marine Science*.
- Uhlmann, S.S., van Helmond, A.T.M., Stefánsdóttir, E.K., 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., y Rochet, M.-J. (2014). Discarded fish in European waters: general patterns and contrasts. *ICES J. Mar. Sci.* 71(5): 1235–1245.
- Vilela, R. y Bellido, J.M.(2015). Fishing suitability maps: Helping fishermen reduce discards. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 72(8): 12pp.
- Zuur, A. F., Hilbe, J. M., y Ieno, E. N. (2013). A beginner's guide to GLM and GLMM with R. Newburgh, UK: Highland Statistics.

## 7. ANEXOS

### 7.1 Figuras

Anexo 1 Capturas y Descartes por unidad de esfuerzo totales en todos los puertos.



## **7.2 Tablas de datos**

Anexo 2 Listado especies seleccionadas para el estudio

<b>Especie</b>	<b>Nombre común</b>
<i>Abralia veranyi</i>	Calamarín negro
<i>Alloteuthis media</i>	Calamarín menor
<i>Alloteuthis spp</i>	Calamaritos
<i>Alloteuthis subulata</i>	Calamarín picudo
<i>Aristeus antennatus</i>	Gamba roja
<i>Bathypolypus sponsalis</i>	Púlpito globoso
<i>Boops boops</i>	Boga
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina
<i>Diplodus annularis</i>	Raspallón
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo
<i>Diplodus sargus sargus</i>	Sargo
<i>Diplodus vulgaris</i>	Mojarra
<i>Eledone cirrhosa</i>	Pulpo blanco
<i>Eledone moschata</i>	Pulpo almizclado
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Boquerón
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Herrera
<i>Loligo spp</i>	Calamares
<i>Loligo vulgaris</i>	Calamar
<i>Merluccius merluccius</i>	Merluza europea
<i>Micromesistius poutassou</i>	Bacaladilla
<i>Mullus barbatus</i>	Salmonete de fango
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete de roca
<i>Nephrops norvegicus</i>	Cigala
<i>Octopus vulgaris</i>	Pulpo de roca
<i>Pagellus acarne</i>	Aligote
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besugo
<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca
<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo
<i>Palinurus elephas</i>	Langosta
<i>Palinurus mauritanicus</i>	Langosta mora
<i>Parapenaeus longirostris</i>	Gamba blanca
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardina
<i>Scomber colias</i>	Estornino
<i>Scomber scombrus</i>	Caballa
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Pintarroja
<i>Sepia officinalis</i>	Sepia
<i>Sepia spp</i>	Sepias
<i>Sepiidae</i>	Sepias y chocos
<i>Solea solea</i>	Lenguado
<i>Solea spp</i>	Lenguados
<i>Sparus aurata</i>	Dorada
<i>Trachinus spp</i>	Arañas

<i>Trachurus mediterraneus</i>	Jurel Mediterráneo
<i>Trachurus picturatus</i>	Chicharro
<i>Trachurus spp</i>	Chicharros, jureles
<i>Trachurus trachurus</i>	Jurel

Anexo 3 Valores totales para cada Puerto según Año y el total general.

Puerto	Año	Total CPUE	Total DPUE	Total ICPUe	Total IDPUe
Almería	2011	1912.15	1157.64	49034.76	57395.25
	2012	5849.17	12860.39	118858.67	339373.51
	<b>Total</b>	<b>7761.32</b>	<b>14018.03</b>	<b>167893.43</b>	<b>396768.76</b>
Fuengirola	2011	4944.37	447.50	85691.67	27175.45
	2012	8398.58	1541.64	120418.66	101257.98
	<b>Total</b>	<b>13342.94</b>	<b>1989.14</b>	<b>206110.34</b>	<b>128433.43</b>
Águilas	2011	84.98	19.45	4773.02	368.51
	2012	73.97	11.82	3502.23	329.00
	<b>Total</b>	<b>158.95</b>	<b>31.27</b>	<b>8275.24</b>	<b>697.52</b>
Mazarrón	2011	36.74	6.79	1797.70	227.01
	2012	102.29	4.70	6995.89	199.11
	<b>Total</b>	<b>139.02</b>	<b>11.49</b>	<b>8793.59</b>	<b>426.12</b>
Santa Pola	2011	20682.45	12183.84	213596.14	294307.45
	2012	17840.79	22708.32	223779.68	495235.78
	<b>Total</b>	<b>38523.24</b>	<b>34892.15</b>	<b>437375.82</b>	<b>789543.24</b>
Villajoyosa	2011	543.40	56.67	16613.74	1963.81
	2012	378.05	44.49	17465.14	1468.16
	<b>Total</b>	<b>921.45</b>	<b>101.16</b>	<b>34078.88</b>	<b>3431.97</b>
Palamós	2011	3362.27	653.38	152680.07	13220.77
	2012	3012.99	617.58	101348.68	22391.91
	<b>Total</b>	<b>6375.26</b>	<b>1270.96</b>	<b>254028.75</b>	<b>35612.68</b>
Tarragona	2011	3926.13	531.75	131373.69	14537.84
	2012	2564.18	511.33	97346.44	9321.47
	<b>Total</b>	<b>6490.31</b>	<b>1043.09</b>	<b>228720.13</b>	<b>23859.31</b>

Anexo 4 Valores totales para cada Barco del estudio por Puertos.

<b>Puerto</b>	<b>Barco</b>	<b>Total CPUE</b>	<b>Total DPUE</b>	<b>Total ICPUe</b>	<b>Total IDPUE</b>
<b>Almería</b>	Barco1_Al	71.8497162	13.9629401	710.75346	355.541414
	Barco2_Al	279.333077	281.35273	4261.1826	12590.9458
	Barco3_Al	131.157103	65.5061434	1794.84102	2527.86068
	Barco4_Al	88.5178675	51.0862092	2316.16121	998.729752
	Barco5_Al	5.93108744	0.03735409	32.782841	0.46692607
	Barco6_Al	475.208704	439.032262	9393.67641	16584.4436
	Barco7_Al	695.47221	71.8040616	7057.16364	901.519512
<b>Fuengirola</b>	Barco1_Fuen	1118.19298	15.7323673	14568.704	413.866287
	Barco2_Fuen	831.685795	148.381034	6920.46731	6300.7786
	Barco3_Fuen	1505.26422	66.7448342	13230.9668	2058.54792
<b>Águilas</b>	Barco1_Agui	12.9906706	0.06600352	81.1534391	1.71107532
	Barco2_Agui	0.40047854	0	2.46301835	0
<b>Mazarrón</b>	Barco1_Maz	4.10262384	0.98231842	21.6169906	45.9603326
<b>Santa Pola</b>	Barco1_Spo	225.024519	256.207152	2011.72031	5456.63426
	Barco2_Spo	1292.44861	628.612097	13559.8137	15668.9658
	Barco3_Spo	42.5849127	0.24187024	2120.86825	13.5325415
	Barco4_Spo	925.142528	185.068474	23157.8197	12553.8511
	Barco5_Spo	1087.66553	797.275193	12621.1104	32393.4821
	Barco6_Spo	157.238227	0.19301242	3727.58664	3.41614907
	Barco7_Spo	4374.4331	3859.12239	40359.247	79668.4498
	Barco8_Spo	503.14761	19.0832049	11373.6513	1066.78616
	Barco9_Spo	3928.30687	2704.62257	36017.5062	57814.8408
<b>Villajoyosa</b>	Barco1_Vill	71.8587066	0.73861065	2686.74168	27.9849165
	Barco2_Vill	38.7132542	0.1723796	1804.15205	12.7478754
	Barco3_Vill	63.4131056	0	3068.17409	0
	Barco4_Vill	55.5898609	0.33388545	2747.91755	10.6908765
<b>Palamós</b>	Barco1_Pal	10.6190099	0.00990099	971.683168	2.77227723
	Barco2_Pal	132.152859	15.9737665	10279.4284	73.5131424
	Barco3_Pal	620.628632	25.2759427	45280.8749	104.30814
	Barco4_Pal	597.871325	128.292722	6990.44903	3960.46721
	Barco5_Pal	11.6013158	0.21052632	818.859649	2.19298246
	Barco6_Pal	445.480667	37.9592573	9212.14724	583.427503
<b>Tarragona</b>	Barco1_Tarr	310.462722	12.8098507	16963.243	523.708269
	Barco2_Tarr	851.560747	62.1648625	22599.1319	728.545996
	Barco3_Tarr	20.0466786	0.14901257	1313.28546	0.53859964

Barco4_Tarr	62.2419405	3.9432294	3308.40312	9.41175866
Barco5_Tarr	435.262901	31.5774377	10452.1815	226.885649
Barco6_Tarr	111.604405	11.4585839	3468.4805	270.923333

Anexo 5 Porcentaje de las diferentes especies seleccionadas para el estudio respecto al total de cada puerto.

Especie	Almería	Fuengirola	Águilas	Mazarrón	Santa Pola	Villajoyosa	Tarragona	Palamós
<i>Abralia veranyi</i>	0	0	0	0	0.002	0	0.175	0.032
<i>Alloteuthis media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alloteuthis spp</i>	0	0	0	0	0.037	0	1.199	0.041
<i>Alloteuthis subulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.033
<i>Aristeus antennatus</i>	0	0	0	0	0	2.199	10.587	10.126
<i>Bathypolypus sponsalis</i>	0	0	0	0	0.009	64.498	0.197	0.408
<i>Boops boops</i>	14.108	44.353	0	0	23.911	0	0.116	18.156
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0.151	0	0	0	3.398	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus sargus sargus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus vulgaris</i>	0.231	0.941	0	0	1.731	0	0	0
<i>Eledone cirrhosa</i>	0	0	0	0	0.027	0	0.997	1.200
<i>Eledone moschata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0.001	0.247	0	0	0.217	0	0.174	4.581
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Loligo spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Loligo vulgaris</i>	0	0	0	0	0.053	0	0	0.042
<i>Merluccius merluccius</i>	2.290	6.279	75.064	3.876	0.419	7.008	9.751	24.738
<i>Micromesistius poutassou</i>	3.242	4.195	25.905	75.657	1.536	0	6.785	7.543
<i>Mullus barbatus</i>	0.480	0.064	0	0	0.283	0	0.013	0.223

<i>Mullus surmuletus</i>	0	0	0	0	0.023	0	0.009	0.015
<i>Nephrops norvegicus</i>	0	0	0	0	0.001	19.659	28.362	7.858
<i>Octopus spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	2.214
<i>Octopus vulgaris</i>	0.0	0.0	0	0	0.983	0	0.081	0.323
<i>Pagellus acarne</i>	44.154	8.290	0	0	22.894	0	0.013	0.127
<i>Pagellus bogaraveo</i>	5.542	0	0	0	0	0	0.710	0.767
<i>Pagellus erythrinus</i>	4.295	1.030	0	0	9.665	0	0	1.544
<i>Pagrus pagrus</i>	0	0	0	0	1.598	0	0	0
<i>Palinurus elephas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palinurus mauritanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.083
<i>Parapenaeus longirostris</i>	0	0	0	0	0	2.465	0.237	0.184
<i>Sardina pilchardus</i>	0.218	0.813	0	0	3.558	0	0.202	2.222
<i>Scomber colias</i>	0	0	0	0	0.011	0	0	0.071
<i>Scomber scombrus</i>	0.148	0.524	0	0	0.056	0	0.111	4.838
<i>Scylliorhinus canicula</i>	0	0	0	0	0	0	40.247	0
<i>Sepia officinalis</i>	0	0	0	0	0.107	0	0	0
<i>Sepia spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sepiidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.011
<i>Solea solea</i>	0	0	0	0	0.001	1	0	0
<i>Solea spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	1.565	0	0.330	0
<i>Trachinus spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachurus mediterraneus</i>	13.443	0.076	0	0	9.149	0	0.050	0.491
<i>Trachurus picturatus</i>	16.369	3.255	0	0	0	0	0.024	0.032
<i>Trachurus spp</i>	0	0.087	0	0	0	0	0.004	2.966
<i>Trachurus trachurus</i>	2.562	27.658	0	0	5.465	0	0	5.997





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.*