



**ESTRATEGIA MARINA**  
**DEMARCACIÓN MARINA ESTRECHO Y ALBORÁN**  
**PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL**  
**DESCRIPTOR 4: REDES TRÓFICAS**  
**EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL**



**Madrid, 2012**



# ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES

## AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía:

- Luis Gil de Sola
- Olvido Tello
- Izaskun Preciado
- Francisco Velasco
- Antoni Quetglas
- Lidia Yebra

## COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas  
Juan Bellas

## COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (DIVISIÓN PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

José Luis Buceta Miller  
Felipe Martínez Martínez  
Ainhoa Pérez Puyol  
Sagrario Arrieta Algarra  
Jorge Alonso Rodríguez  
Ana Ruiz Sierra  
Javier Pantoja Trigueros  
Mónica Moraleda Altares  
Víctor Escobar Paredes



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

### Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente  
Secretaría General Técnica  
Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:  
<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-175-8



# ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR .....	2
1.1	Interpretación del descriptor. Criterios e indicadores aplicables. Ámbito y limitaciones. Escala espacial y temporal. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental. Principales presiones e impactos.....	2
1.1.1	Interpretación del descriptor .....	2
1.1.2	Criterios e indicadores aplicables.....	3
1.1.3	Ámbito y limitaciones.....	4
1.1.4	Escala espacial y temporal .....	7
1.1.5	Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental.....	7
1.1.6	Principales presiones e impactos .....	8
1.2	Fuentes de información. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Programas de seguimiento.....	9
1.2.1	Fuentes de información .....	9
1.2.2	Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor .....	9
1.2.3	Programas de seguimiento .....	11
2	EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL.....	11
2.1	Conceptos clave .....	11
2.2	Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador.....	12
2.2.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	12
2.2.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	13
2.2.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales .....	17
2.3	Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos .....	24
2.3.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	24
2.3.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	24
2.3.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales.....	28
2.4	Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento .....	37
2.5	Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.....	38
3	DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL.....	38
3.1	Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones .....	38
3.2	Definición del Buen Estado Ambiental para el D4.....	39
4	REFERENCIAS.....	40
5	ANEXO. Campaña MEDITS .....	43



## Descriptor 4: Redes tróficas

### 1 INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR

#### **1.1 Interpretación del descriptor. Criterios e indicadores aplicables. Ámbito y limitaciones. Escala espacial y temporal. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental. Principales presiones e impactos**

##### **1.1.1 Interpretación del descriptor**

El Descriptor 4 de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y de la Ley de protección del medio marino dice textualmente *“Todos los elementos de las redes tróficas marinas, en la medida en que son conocidos, se presentan en abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia de las especies a largo plazo y el mantenimiento pleno de sus capacidades reproductivas”*.

*“Todos los elementos de las redes tróficas marinas ...”*. La estructura de las redes tróficas marinas está basada en las interacciones depredador-presa y la transferencia de energía entre los distintos niveles. Esto es común a las redes tróficas de todos los océanos del planeta. Sin embargo, la composición de especies y el número de conexiones tróficas varía considerablemente según el ecosistema que habitan. Esto marca diferencias entre mares a nivel regional e incluso sub-regional.

En el presente informe, “todos los elementos” se refiere a los grupos tróficos y funcionales que componen las cadenas tróficas, específicos de cada región/demarcación, y que pueden estar representados por una sola especie o bien por un conjunto de especies que utilizan los mismos recursos tróficos.

*“... en la medida en que son conocidos...”*. Aunque un estudio detallado de las redes tróficas marinas debería en principio incluir “todos los elementos”, con propósitos prácticos se incluyen solo aquellos componentes que puedan ser muestreados de manera efectiva por métodos robustos de seguimiento.

*“...presentan abundancia y diversidad normales así como niveles capaces de asegurar la abundancia a largo plazo de las especies y la preservación de su capacidad reproductiva”*. La abundancia “normal” debe interpretarse como un punto de referencia y/o tendencias que nos permitan definir el buen estado ambiental. En la Directiva de la Estrategia Marina esto representa un estado sostenible del uso desde un punto de vista ecosistémico, es decir que la abundancia de una especie determinada pueda recuperarse tras una alteración provocada por una presión humana en un período de tiempo razonable. Asimismo, una comunidad “normal” se podría interpretar también como aquella que presenta una diversidad funcional,



específica de cada región, sujeta a las condiciones climáticas reinantes y que garantizan el funcionamiento global del ecosistema.

Por otra parte, la capacidad reproductiva se refiere al mantenimiento de la fertilidad de una especie dada, y evitar la reducción de la diversidad genética poblacional.

Este descriptor es uno de los tres que se ocupa de la biodiversidad marina. Pero también es uno de los más difíciles de implementar. El descriptor de redes tróficas es muy complejo y se ocupa de los aspectos funcionales de las interacciones entre las especies, además de las tasas de transferencia de energía dentro del sistema, y la productividad de componentes clave. Por tanto, las métricas para describir el estado de la cadena trófica deben considerar tanto el control *bottom-up* como el *top-down* (Pauly et al., 1998). En el primer caso, se trata ecosistemas donde el flujo trófico dominante va de niveles tróficos inferiores a superiores, viendo cómo cambios en la abundancia de productores primarios (fitoplancton) y zooplancton ejercen una influencia importante en niveles superiores. En el segundo caso, sin embargo, son cambios en la abundancia de los predadores los que afectan a sus presas. Por ejemplo, una disminución drástica de un predador (debido por ejemplo a la presión pesquera) puede provocar un aumento significativo de su presa en lo que se denomina “efecto cascada” (Casini et al., 2009).

### **1.1.2 Criterios e indicadores aplicables**

Los criterios e indicadores seleccionados por la Directiva para evaluar los cambios en las redes tróficas son:

- ▶ 4.1 Productividad (producción por unidad de biomasa) de especies/grupos tróficos clave
  - Rendimiento de especies predatoras clave usando su producción por unidad de biomasa (productividad) (4.1.1)
- ▶ 4.2 Proporción de especies en la cima de la cadena trófica
  - Proporción de peces grandes (en biomasa) (4.2.1)
- ▶ 4.3 Abundancia/distribución de grupos/especies tróficos clave
  - Tendencias en la abundancia de especies/grupos funcionalmente importantes (4.3.1)

De los tres criterios seleccionados por la Directiva, el criterio 4.1. (Producción por unidad de biomasa de especies/grupos tróficos clave) únicamente existe información de cara a dar una evaluación inicial adecuada respecto al potencial reproductivo de algunas especies de aves marinas. La aplicación de criterios basados en la abundancia/distribución de cetáceos y tortugas, para conocer las tendencias en sus poblaciones, como consumidores finales en las redes tróficas, se enfrenta a las dificultades ya mencionadas en el descriptor 1. En algunos casos dichas dificultades se deben a la inadecuación de los criterios y en casi todos a la inexistencia de la información necesaria para estimar las tendencias en los indicadores.



Respecto a las Aves marinas los criterios seleccionados tienen correspondencia con los apartados 4.1; 4.2; y 4.3. Debido a la complejidad del grupo Aves marinas, se ha contado con el apoyo de la Sociedad Española de Ornitología para abordar la aplicación de alguno de los criterios de este grupo faunístico en el vértice de la pirámide trófica. Los trabajos para la identificación de áreas importantes para la nidificación y distribución de las aves marinas en España (IBAS, Arcos et al, 2010), supusieron el arranque técnico para la descripción y estudio del hábitat donde se desarrollan las aves. A partir de la publicación del trabajo se puede sopesar que las abundancias de las especies que nidifican en la península y archipiélagos, son muy relativas y no arrojan estadísticos robustos para definir el BEA desde un punto de vista cuantitativo. Las series históricas de nidificación son muy cortas imposibilitando un resultado coherente para la evaluación y el asesoramiento.

Al hilo de esta introducción, cabe señalar que se puede exponer un criterio relativo de abundancia en unas cuantas áreas sensibles del litoral español, por medio del estudio de las tendencias del éxito reproductor de algunas de las especies de interés científico por su estatus IUCN. Algunas especies son muy sensibles a cierto tipo de presiones, siendo muy vulnerables al impacto antropológico en sus áreas de cría, invernada o tróficas. Las áreas escogidas tienen información de cría desde hace más de veinte años: Islas Cíes en la demarcación Noratlántica, Isla de Alborán en la Demarcación Estrecho y Alborán, NW de Mallorca en Baleares, Delta del Ebro en la Demarcación Levantino–Balear y el Norte de Lanzarote en la Demarcación de Canarias.

Respecto al criterio 4.2 Proporción de peces grandes, es un indicador proveniente y desarrollado para las comunidades del norte de Europa (mar del Norte, mar Céltico). Se ha desarrollado en el presente informe, sin embargo nos hemos encontrado con una serie de problemas que mencionamos más adelante y por los que no se considera un buen indicador de las redes tróficas de nuestros océanos.

Por último, dentro del criterio 4.3 Abundancia de grupos/especies tróficas clave se ofrecen unas tendencias en el tiempo de un gran número de grupos funcionales sin que por ello se considere que pueda servir para establecer cuantitativamente el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas marinas en base a este indicador.

### ***1.1.3 Ámbito y limitaciones***

Los datos disponibles para este descriptor en la Demarcación Estrecho y Alborán están circunscritos a la plataforma continental y el principio del talud del Mar de Alborán en el NO del Mar mediterráneo, abarcando los fondos sedimentarios desde los 30 m hasta los 800 m de profundidad. Las redes tróficas costeras así como las zonas rocosas quedan por tanto fuera de los resultados proporcionados, considerándose como lagunas de información (véase más abajo). Por todo ello, las conclusiones que se extraigan de este descriptor no pueden extrapolarse al conjunto de la demarcación. Esto representa una de las principales limitaciones de la información disponible hasta el momento para hacer una evaluación global de la demarcación, aunque es importante señalar que se centran en un área muy amplia y sometida a una fuerte presión pesquera.



Se dispone de series temporales muy amplias que abarcan las últimas dos décadas, disponiendo asimismo de gran cantidad de datos de abundancias, tallas etc. de especies de comportamiento demersal. En concreto, el desarrollo de uno de los indicadores (Proporción de peces grandes, 4.2.1.) está originalmente basado en peces demersales sometidas a presión pesquera, de las que se dispone de mucha información.

Sin embargo, consideramos que los tres indicadores de redes tróficas propuestos en la Directiva son claramente insuficientes para evaluar la estructura y funcionamiento de las conexiones tróficas por su incapacidad de capturar la complejidad y dinámica del sistema. Por ello es necesario desarrollar indicadores que integren las interacciones tróficas y los flujos de energía de manera más explícita para definir de manera más coherente el Buen Estado Ambiental (BEA) de las redes tróficas. Desde el punto de vista trófico ninguno de estos indicadores se considera un buen indicador de las redes tróficas puesto que no tienen en cuenta la base fundamental de las cadenas tróficas marinas: relaciones predador-presa.

Se han propuesto indicadores del estado de las poblaciones tales como el índice de mortalidad total, índice de explotación, o la longitud media como los indicadores más operacionales porque son fácilmente interpretables y el efecto de la pesca sobre ellos no solo es comprensible sino que sería posible el establecimiento de puntos de referencia (Rochet and Trenkel, 2003). Otros indicadores más robustos que podrían describir bien las comunidades desde un punto de vista funcional (transferencia de biomasa a los predadores apicales), serían por ejemplo indicadores del espectro de tallas o la proporción de piscívoros en la comunidad. Rochet & Trenkel proponen asimismo nuevos indicadores como: i) analizar el cambio en la mortalidad pesquera necesaria para invertir el índice de crecimiento de la población, ii) proporción de especies no comerciales en la comunidad, y iii) talla y biomasa promedio en la comunidad (Tabla 1). Se han propuesto en numerosas investigaciones muchos tipos de métricas para evaluar y hacer seguimientos de la estructura trófica y la estructura de tallas de los componentes de un ecosistema (Cury et al.2005). Sin embargo, no parece haber consenso en la idoneidad de estos indicadores, máxime cuando cada zona tiene unas peculiaridades ambientales y ecosistémicas específicas.

### **Propuesta de nuevos indicadores**

El análisis de las relaciones tróficas puede constituir un indicador que asegure la viabilidad a largo plazo de los componentes del ecosistema. La composición de la dieta de un grupo de especies depende del consumo de cada uno de los componentes del sistema, y puede proporcionar una medida de la abundancia relativa de las presas, así como del grado de conectividad en la cadena trófica. Por ello, la dieta de algunas especies, en especial predadores apicales, puede proporcionar una idea de los cambios en las redes tróficas. A nivel de especie, por ejemplo, cambios históricos en la alimentación (medidos a partir de análisis de contenidos estomacales, que indica el nivel trófico de la dieta) pueden utilizarse como indicador del estado de la red trófica.



El Instituto Español de Oceanografía dispone de una base de datos de contenidos estomacales de las principales especies de peces demersales, que abarcan más de 20 años en alguna de las demarcaciones. Por ello proponemos para el futuro desarrollar un indicador basado en cambios en la composición de la dieta de las principales especies de peces (en especial, predadores apicales). No obstante, en la Tabla 1 se listan una serie de indicadores susceptibles de ser aplicados en el futuro, extraídos de Rochet and Trenkel (2003). Aun así es recomendable el desarrollo de indicadores regionales que se ajusten a las condiciones reinantes en cada zona así como a las características ecológicas y ambientales de cada ecosistema.

**Tabla 1. Listado de posibles indicadores de comunidad potencialmente aplicables en el futuro que podrían estar afectados por la presión pesquera.**

Indicadores potenciales	Efecto de la pesca	Punto de referencia potencial <sup>a</sup>	Mensurable <sup>b</sup>
Abundancia/biomasa total	---	---	+
Proporción de piscívoros	Disminución	C	Basado en dietas
Ratio pelágicos/demersales	Incremento	---	Habitat especies
Estructura trófica	---	---	Basado en dietas
Nivel trófico medio	Disminución	C	Dieta o $\delta^{15}\text{N}$ de todas las especies y sus presas
Pesquerías en equilibrio	Disminución	T	Idem y series históricas de capturas
Proporción de especies no comerciales en la comunidad	Incremento	T, C	Conocimiento sobre especies comerciales
Peso medio de la comunidad	Disminución	---	+
Espectro de tallas	Menos peces grandes/menos biomasa total	T, C	+

Tabla sacada de Rochet and Trenkel (2003)

<sup>a</sup> Punto de referencia potencialmente definido basado en Teoría (T) o en datos comparativos (C)

<sup>b</sup> Mensurabilidad basada en datos disponibles (+), se listan datos adicionales necesarios



Los ecosistemas marinos son muy complejos y necesitan de estudios que analicen todas las interacciones tróficas que unen los numerosos compartimentos existentes. Una de las herramientas, aunque no la única, que más se aproxima a este grado de complejidad son los modelos trofodinámicos, basados en la ecología trófica de las especies (Pauly et al., 2000), y donde es necesario conocer la tasa anual de consumo de cada depredador y la distribución de ese consumo entre sus grupos presa. El uso de modelos trofodinámicos de balance de masas ha promovido un importante avance en la comprensión de los procesos dinámicos en cascada a través de los grupos tróficos y en la obtención de los índices y parámetros descriptivos que caracterizan los ecosistemas. Uno de los datos base de este tipo de modelos son los flujos de energía entre niveles tróficos, de ahí la importancia de ir completando el conocimiento de los hábitos alimenticios de todas las especies (imprescindible para identificar los grupos funcionales), pudiendo incluso poner especial atención a las susceptibles de explotación pesquera.

A pesar de toda la problemática asociada al indicador Proporción de peces grandes, en el presente informe se ha desarrollado de manera minuciosa, a la espera de la elección de otros indicadores más adecuados para la definición del Buen Estado Ambiental de las redes tróficas.

#### ***1.1.4 Escala espacial y temporal***

La aproximación alcanzada en el presente informe asume que toda el área de cada demarcación es representativa del ecosistema en su conjunto. Sin embargo, esta asunción no es apropiada en el caso de especies migradoras que extienden sus poblaciones más allá del área de la demarcación. Por ello, en este caso solo se considerará aquella parte de la población presente en la zona, aunque sea en una época determinada.

Respecto a la escala temporal, las series históricas disponibles son diferentes en cada demarcación, abarcando desde las últimas dos décadas hasta una sola década. Los resultados del presente informe están basados en el análisis de los datos provenientes de las campañas MEDITS que el Instituto Español de Oceanografía viene realizando desde el año 1994 hasta el 2010. Se trata de campañas anuales que se llevan a cabo en primavera por lo que se da en este caso una “visión primaveral” del ecosistema. Como se ha mencionado anteriormente, la franja costera por debajo de los 30 m de profundidad, queda fuera del ámbito de estas campañas y por tanto no se dispone de datos para realizar una evaluación adecuada de la misma.

#### ***1.1.5 Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental***

Este descriptor está directa o indirectamente relacionado con todos los descriptores de la directiva. Las redes tróficas marinas están basadas en interacciones tróficas entre los consumidores y sus presas, es decir una descripción (compleja) de quién se come a quien. A



pesar de la complejidad de estas redes tróficas es importante tener en cuenta que cualquier cambio en la abundancia y distribución de una especie dada afectará directa o indirectamente a otras especies, y por tanto a la cadena trófica.

Existe un claro solapamiento con el Descriptor 1 Biodiversidad, sobre todo a nivel de ecosistema, en relación con el criterio 1.7. Estructura del ecosistema y el indicador 1.7.1 Composición y proporción relativa de los componentes del ecosistema (hábitats y especies). Todo lo que afecte a las especies y el hábitat en el que viven influye directa o indirectamente en las redes tróficas marinas. La relación con el descriptor 3 (Especies explotadas) es clara, ya que la presión pesquera ejercida sobre estas poblaciones afecta de manera directa al funcionamiento global de las redes tróficas.

La relación con otros descriptores no es tan directa, sin embargo la introducción de especies alóctonas (Descriptor 2) puede afectar en gran manera a la estructura de una cadena trófica, ya que una especie clave de un ecosistema puede verse desplazada por otra especie invasora pudiendo llegar a alterar considerablemente el funcionamiento del ecosistema. Asimismo, el grado de eutrofización de las aguas y la introducción de nutrientes (Descriptor 5) afecta a la abundancia y composición del fitoplancton que representan la base de la cadena trófica, por lo que cambios en esa base influyen también en el resto de la cadena trófica. Por su parte, las alteraciones hidrográficas (Descriptor 7), la contaminación (Descriptores 8, 9), basuras en el mar (Descriptor 10) y la introducción de ruido (Descriptor 11) aunque indirectamente, pueden en último término influir a través de efectos cascada (debidos fundamentalmente a cambios en la distribución y abundancia de determinadas especies clave), en la estructura de las redes tróficas.

### ***1.1.6 Principales presiones e impactos***

Los patrones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos pueden verse afectados por cambios ambientales (variaciones climáticas interanuales e incluso interdecadales) o impactos antropogénicos como la pesca. De hecho, la pesca es la principal presión humana que afecta a las redes tróficas, bien directamente a las especies objetivo (grandes predadores y especies forraje), bien indirectamente a otros componentes del ecosistema que pueden verse afectados por los efectos cascada. Sin embargo hay que tener en cuenta que todos los componentes del ecosistema están afectados en mayor o menor medida por cambios medioambientales, variaciones climáticas, hidrológicas, oceanográficas y otras causas naturales que dificultan la atribución causa–efecto.

No obstante, además de la presión pesquera, hay que tener en cuenta otras presiones o impactos que puedan alterar la estructura y funcionamiento de las redes tróficas (p.e. efectos acumulativos de múltiples actividades, contaminación etc.). En el caso de las redes tróficas litorales y costeras (no estudiadas en el presente informe) presiones tales como la contaminación, dragados, construcción de estructuras portuarias etc. pueden alterar considerablemente los ecosistemas litorales.



## **1.2 Fuentes de información. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Programas de seguimiento**

### **1.2.1 Fuentes de información**

Para la evaluación ambiental del estado actual del Descriptor 4, el Instituto Español de Oceanografía dispone de unas bases de datos muy extensas provenientes de la serie histórica de campañas anuales de evaluación de recursos pesqueros que lleva a cabo en la plataforma continental del mar de Alborán. No todas las demarcaciones disponen de las mismas series históricas. En concreto, para la Demarcación Estrecho y Alborán, la serie histórica disponible abarca desde 1994 hasta la actualidad, llevándose a cabo las campañas siempre en primavera. Estas bases de datos han servido para dar respuesta a dos de los indicadores de la Directiva (4.2.1. y 4.3.1.). Para desarrollar y evaluar el indicador 4.1.1 Productividad en el grupo Aves marinas, SEO dispone de información relativa al éxito reproductor de aves marinas (ver documento Aves marinas correspondiente).

En relación con el indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes, el Instituto Español de Oceanografía dispone de las bases de datos mencionadas anteriormente. En las campañas de arrastre demersal la toma de información respecto a la abundancia (en biomasa) de las especies de peces y su talla es suficiente para el desarrollo del indicador. Por otro lado, para dar respuesta al indicador 4.3.1. Tendencias en la abundancia de grupos/especies clave, se han utilizado asimismo los datos provenientes de las mismas campañas, datos a partir de los cuales se ha analizado la tendencia en la abundancia de las dos últimas décadas de especies clave que forman parte de las redes tróficas de los ecosistemas de plataforma.

Como ya se ha mencionado anteriormente en el apartado 1.1.3 Ámbito y limitaciones, se carece de información respecto a zonas costeras en el ámbito de este descriptor. Esto representa una importante laguna que habrá que cubrir en el futuro con programas de seguimiento.

### **1.2.2 Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor**

Toda la normativa nacional e internacional descrita en este apartado en el documento del Descriptor 1 puede ser aplicable al Descriptor 4. Por otro lado, no existe hoy en día ninguna legislación que aborde de modo específico el tema de las redes tróficas de los ecosistemas. No obstante, cabe destacar:

**Objetivos de Calidad ecológica de OSPAR (EcoQOs).** Algunos de ellos abordan cuestiones relacionadas con las redes tróficas, pero no debe olvidarse que su ámbito se restringe al



Atlántico Noreste, y sólo están calibrados para el Mar del Norte, por lo que a día de hoy estos EcoQO no son técnicamente aplicables a nuestras aguas. Estos objetivos son:

Criterio 4.1 Productividad (producción por unidad de biomasa) de especies/grupos tróficos clave. Indicador 4.1.1 Rendimiento de especies predatoras clave usando su producción por unidad de biomasa (productividad)

OSPAR estableció en 2008 un EcoQO (objetivo de calidad ecológica) para la población de focas. Producción de crías de foca gris: Teniendo en cuenta la dinámica natural de la población de focas y las tendencias observadas, no debería haber un declive en la producción de cachorros de foca gris > 10%

OSPAR e ICES establecieron en 2008 un EcoQO para el tamaño de la población de crías de aves marinas, y éxito reproductivo en el Mar del Norte. Cambios en la abundancia de crías de aves marinas deberían estar dentro de los niveles de referencia del 75% de especies monitoreadas en todas las regiones y sub-regiones OSPAR.

Criterio 4.2 Proporción de especies en la cima de la cadena trófica. Para analizar la estructura de las cadenas tróficas, el tamaño y abundancia de sus componentes, es necesario evaluar la proporción de especies seleccionadas en la cima de la red trófica. Se necesita desarrollar un indicador específico basado en la experiencia y conocimiento de cada sub-región. Para peces grandes, los datos disponibles provienen de las campañas de evaluación de peces demersales. Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes (en biomasa)

OSPAR estableció en 2008 un EcoQO aplicado solo al Mar del Norte: más del 30% de peces (en biomasa) deberían ser mayores de 40 cm de talla, basado en las campañas internacionales de arrastre (1<sup>er</sup> trimestre) de ICES.

Criterio 4.3 Abundancia/distribución de grupos/especies tróficos clave. Indicador 4.3.1. Tendencias en la abundancia de especies/grupos funcionalmente importantes

Los métodos enviados por los Estados Miembros para evaluar la abundancia de fitoplancton, macrófitos y zoobentos están descritos en la base de datos on-line recopilada dentro del proyecto WISER (Birk et al., 2010, 2012). Los métodos actualmente en vigor en España se encuentran recogidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2652/2008). Aunque estas metodologías son plenamente aplicables a las aguas costeras, es necesario evaluar y desarrollar su aplicación fuera del ámbito de la DMA. Por otra parte, en el marco de la DMA no existen metodologías desarrolladas para otros organismos, como el zooplancton.



**Tabla 2. Estándares metodológicos para redes tróficas. I: Evaluación del estado del medio marino, II: Seguimiento, III: Objetivos ambientales.**

Indicador	Estandards metodológicos	Fuente	Referencia	Cobertura regional/ Comentarios
Rendimiento de especies predadoras clave usando su producción por unidad de biomasa (productividad) (4.1.1)	I, II, III	OSPAR  ICES	OSPAR, 2005  ICES, 2008	Solo área OSPAR/ No disponible para todas los predadores clave ni todas las áreas marinas.
Proporción de peces grandes (4.2.1)	I, II, III	OSPAR	OSPAR, 2008	Mar del Norte/ Solo peces demersales del Mar del Norte
Tendencias en la abundancia de especies/grupos funcionalmente importantes (4.3.1)	I, II, II	Directiva Marco del Agua	Base de datos WISER (Birk et al., 2010, 2012)	Toda la Unión Europea/ Solo zona costera y solo para un grupo reducido de organismos

Tabla sacada de Piha y Zampoukas (2010)

### 1.2.3 Programas de seguimiento

Para el buen desarrollo de los indicadores de este descriptor es necesario establecer una serie de programas de seguimiento que, si bien una parte importante ya se llevan a cabo de manera sistemática dentro del Instituto Español de Oceanografía, supongan una toma de información suplementaria a la vez que complementaria para rellenar las lagunas de información existentes.

El Instituto Español de Oceanografía realiza campañas anuales de evaluación de recursos demersales que son la base de la información aportada en este informe (para mayor detalle, ver Anexo I Campaña MEDITS). Gracias a la toma de datos que lleva a cabo el IEO desde comienzos de los '90, se puede dar respuesta a una parte de los indicadores del descriptor 4. La visión temporal es clave en estos indicadores y, a pesar de las lagunas de información existentes, se ha podido reflejar las tendencias y evoluciones temporales de los indicadores propuestos por la Directiva.

## 2 EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

### 2.1 *Conceptos clave*

Las redes tróficas marinas están basadas en interacciones tróficas entre los consumidores y sus presas. La composición de especies de los ecosistemas varía en cada región/subregión,



pero los principios de transferencia de energía por los que se rigen las conexiones tróficas desde el sol, los organismos fotosintéticos (en el medio marino, algas y fitoplancton) y los sucesivos niveles tróficos, son similares en todos los mares.

Una **red trófica** es una representación de las interrelaciones tróficas de una comunidad que incluye todas las conexiones basadas en el análisis de la dieta de las especies.

Un **grupo funcional** es un conjunto de organismos que se alimentan del mismo tipo de presa (utilizan el mismo recurso trófico), pero además viven en hábitats similares y presentan metabolismos y modos de vida parecidos (una anchoa y una gorgonia pueden alimentarse de copépodos pero no pertenecen al mismo grupo funcional).

Las interacciones entre especies/grupos tróficos en una red trófica pueden ser muy variables a lo largo del año, incluso a pequeña escala dentro de una misma región (p.e. los grandes bloom fitoplanctónicos que tienen lugar en primavera afectan en último término a toda red trófica, y esta “situación primaveral” es la mayoría de las veces radicalmente distinta a una “visión primaveral” del mismo ecosistema). Cualquier cambio brusco, ya sea natural o antropogénico, en la abundancia de un grupo trófico funcionalmente importante dentro de la red trófica, tendrá consecuencias en el resto de las especies/grupos tróficos. Esta es una de las razones por las que es muy difícil establecer e identificar una situación que se considere Buen Estado Ambiental.

## ***2.2 Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador***

### ***2.2.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales***

La idea de este indicador es que el rendimiento (productividad por unidad de biomasa) de un predador clave puede reflejar la viabilidad a largo plazo de los componentes del ecosistema. El rendimiento de estas especies puede representar en algunos casos eficazmente los procesos predador-presa en las redes tróficas que habitan. Este puede ser el caso de la foca común en el Mar Báltico o la gaviota tridáctila en el Mar del Norte. No obstante, las redes tróficas de nuestros mares son generalmente más complejas que las del Mar del Norte, lo cual dificulta el modelado de estos ecosistemas.

Basados en estudios de estas especies, la directiva ha propuesto que se establezca este indicador en función del estado nutricional de mamíferos marinos y aves marinas. Una forma indirecta de evaluar el estado nutricional en los cetáceos consistiría en determinar las tasas de crecimiento poblacional, a través del seguimiento de las poblaciones. Sin embargo, como ya se ha mencionado, las estimas de abundancia no reúnen las condiciones, ni han tenido la continuidad, necesarias para su aplicación en este indicador. Un indicador que



podría reflejar la condición de estas especies es el Éxito reproductivo, del que sí se dispone de información de algunas especies de aves marinas (ver documento Aves marinas).

## **2.2.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes**

Originalmente, este indicador se estableció para analizar los efectos del impacto de la pesca sobre las comunidades de peces demersales. La proporción de individuos grandes en una comunidad da una idea del estado de la comunidad, suponiendo que una gran cantidad de peces grandes (y por tanto reproductores) podría garantizar el futuro de la comunidad. Las comunidades con una fuerte presión pesquera tendrán, en comparación, una menor proporción de peces grandes que otra comunidad con menor presión. Por lo tanto, que una comunidad tenga una proporción de peces grandes elevada podría representar una “buena señal”. Sin embargo, el tamaño que alcanzan los individuos depende de múltiples factores, que pueden ser intrínsecos de cada especie y/o extrínsecos (condiciones ambientales reinantes, disponibilidad de alimento, mortalidad pesquera, etc.). Además, otro factor a tener en cuenta es la talla umbral en cada zona, ya que individuos de una misma especie no alcanzan la misma talla en un área o en otra (por ejemplo, diferencias de talla entre una merluza del Mar Céltico y una merluza del Mediterráneo).

Por ello es difícil establecer la definición de “pez grande”, siendo ésta diferente en cada demarcación. La proporción de peces grandes (el indicador LFI) se calcula estimando la proporción en peso de individuos por encima de cierto umbral de tamaño (el que se defina como pez grande) respecto al total de la comunidad de peces. Este umbral dependerá de la zona de estudio, y por tanto habrá un umbral diferente en cada una de las demarcaciones.

### **2.2.2.1 Consideraciones sobre el indicador “Proporción de peces grandes”**

El LFI (Large Fish Indicator) no se desarrolló en su momento como un indicador de “redes tróficas”, sino como un indicador del impacto de la pesca. Por eso su utilidad como indicador del estado de las redes tróficas de un ecosistema es limitado. En los últimos años se ha propuesto que la estructura de tallas de la comunidad de peces se considere como un indicador de los efectos de la pesca en la estructura trófica de los ecosistemas (e.g. Kerr and Dickie, 2001). Esto se debe a que las relaciones predador-presa en los ecosistemas acuáticos son extremadamente dependientes de la talla, además de que la pesca es selectiva en cuanto a tallas (Shin *et al.*, 2005) y puede llevar a la reducción de la talla media de la comunidad de peces (Bianchi *et al.*, 2000). Estas observaciones sugieren que los cambios en la estructura de tallas inducidos por las pesquerías están asociados con la estructura trófica. Diferentes estudios han demostrado que los indicadores basados en la talla responden de manera directa a los efectos de la pesca (Jennings *et al.*, 2002; Greenstreet and Rogers, 2006; Greenstreet *et al.*, 2011; Shephard *et al.*, 2011), incluso en presencia de factores climáticos y oceanográficos que podrían alterar el ecosistema (Blanchard *et al.*, 2005).

Sin embargo, algunos estudios recientes que han examinado tanto los cambios en la estructura de tallas como en los niveles tróficos sugieren evidencias contradictorias. En el



Noroeste del Mar del Norte, en una región con mucha presión pesquera, se observó anticipadamente un cambio en la estructura de tallas de la comunidad de peces demersales, sin detectarse no obstante cambios en los niveles tróficos; estaba presente la misma proporción de piscívoros, aunque de menor tamaño. Es decir, que los grandes ictiófagos habían sido reemplazados por la misma población de peces pero más pequeños (Jennings *et al.*, 2002). Estas observaciones llevan a poner en cuestión el papel de los indicadores basados en la talla como indicadores de cambios en las redes tróficas. Se debería por tanto re-examinar el papel de estos indicadores, como el LFI, antes de poner demasiada confianza en ellos como indicadores de Buen Estado Ambiental de las redes tróficas para la Estrategia Marina.

Un problema añadido que se ha encontrado del LFI como indicador de redes tróficas es que la selección de las especies por su tamaño obvia las relaciones predador-presa, de manera que dentro del grupo “peces grandes” están mezcladas especies con diferentes hábitos alimenticios. Considerar dentro del mismo grupo un rape y una raya tiene grandes desventajas desde el punto de vista trófico y pone en duda su aplicación como indicador de redes tróficas. Ambas son “especies grandes” sin embargo tienen una dieta y un comportamiento muy diferente, además de otras variables a considerar como la forma, el tamaño o la posición de la boca, las aptitudes sensoriales, el comportamiento predador etc. Esta es una más de las razones por la que este indicador no se considera apropiado para definir el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas de nuestros mares.

### 2.2.2.2 Metodología

El concepto denominado Large fish indicator (LFI), fue desarrollado como un indicador univariante del estado de la comunidad de peces (Cury and Christensen, 2005; Greenstreet *et al.*, 2011) y describe la proporción (en peso) de esta comunidad que es mayor que una cierta talla umbral. Para calcular este indicador se ha utilizado la serie histórica de datos 1994-2010 procedentes de las campañas MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas del Mar de Alborán (Demarcación Estrecho y Alborán). El rango batimétrico prospectado en dichas campañas abarca aproximadamente desde los 30 a 800 m, por lo que se excluyen tanto las especies costeras como las de grandes profundidades. Estas campañas se llevan a cabo en primavera, por lo cual el cálculo de este indicador nos dará una “visión primaveral” de la proporción de peces grandes en la comunidad demersal (para más detalles ver Anexo sobre campañas MEDITS).

Para el cálculo del LFI se han considerado únicamente las especies de peces más representativas de la comunidad demersal. De esta forma, una especie sólo ha sido incluida si:

- Apareció en más del 50% de las campañas (como mínimo 9 años)
- Se capturaron al menos 20 ejemplares en los años en que apareció
- En los años que aparecían, se capturaron en un mínimo de 5 lances (para garantizar la inclusión de especies cuya presencia no sea esporádica u ocasional)



Además, las especies con un carácter marcadamente pelágico o meso-pelágico como *Argyropelecus hemigymnus*, *Boops boops*, *Capros aper*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Hymenocephalus italicus*, *Lampanyctus crocodilus*, *Macroramphosus scolopax*, *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita*, *Trachurus mediterraneus*, *Trachurus picturatus* y *Trachurus trachurus* fueron excluidas debido a que el tipo de arte utilizado (arrastre de fondo con una abertura vertical de aproximadamente 3 m) no se considera un muestreador adecuado para estas especies. La Tabla 3 muestra las especies incluidas en el cálculo del indicador LFI.

Para las aguas del Mar de Alborán se probaron varios umbrales (Tabla 4). Se observó que la talla de 40 cm representa un valor demasiado elevado ya que solo el 0.72% de los individuos superan ese umbral, frente a un 1.65% si se coloca el umbral en los 30 cm, y un 5.43% si el umbral se coloca en los 20 cm. En base a estas pruebas se consideró el umbral de 35 cm como el más idóneo para utilizar en la Demarcación Estrecho y Alborán, para distinguir un pez grande de uno pequeño.

La elección de la talla umbral para la demarcación Levantina Balear fue de 30 cm. En el Mar del Norte la determinación de estos umbrales se basa en la proporción de individuos mayores que una determinada talla. En principio, el límite se puso en el 5% y el indicador se basó en la abundancia en número y no en la biomasa. Más adelante y con el propósito de que este indicador presentara una mayor respuesta primaria a la actividad humana y una menor sensibilidad frente a otras causas de cambio, se subió este umbral a 40 cm y se empezó a usar la biomasa para disminuir la contribución de los peces pequeños a este indicador (Greenstreet *et al.*, 2011). En el Mar Celta el umbral son 50 cm (Shepard *et al.*, 2011).

Por tanto, la fórmula para calcular la proporción de peces grandes es la siguiente:

$$P_{>35cm} = \frac{P_{>35cm}}{P_{total}}$$

Donde  $P_{>35cm}$  es el peso ponderado por lance anual de los peces mayores de 35 cm, y  $P_{total}$  es el peso total ponderado por lance de toda la comunidad de peces analizada.

**Tabla 3. Especies seleccionadas para el cálculo del indicador LFI en la Demarcación Estrecho y Alborán**

Especie
<i>Antonogadus megalokinodon</i>
<i>Arnoglossus imperialis</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>
<i>Arnoglossus thori</i>
<i>Bathysolea profundicola</i>
<i>Blennius ocellaris</i>
<i>Callionymus maculatus</i>
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>
<i>Cepola rubescens</i>
<i>Cerastocopelus maderensis</i>



<i>Chimaera monstrosa</i>
<i>Coelorynchus Coelorhynchus</i>
<i>Conger conger</i>
<i>Dalatias licha</i>
<i>Echelus myrus</i>
<i>Epigonus denticulatus</i>
<i>Etmopterus spinax</i>
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>
<i>Galeus melastomus</i>
<i>Gobius niger jozo</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>
<i>Lepidopus caudatus</i>
<i>Lophius budegassa</i>
<i>Merluccius merluccius</i>
<i>Micromesistius poutassou</i>
<i>Mullus barbatus</i>
<i>Mullus surmuletus</i>
<i>Nezumia aequalis</i>
<i>Notacanthus bonapartei</i>
<i>Ophichthus rufus</i>
<i>Pagellus acarne</i>
<i>Pagellus bogaraveo</i>
<i>Pagellus erythrinus</i>
<i>Pagrus pagrus</i>
<i>Phycis blennoides</i>
<i>Scyliorhinus canicula</i>
<i>Serranus cabrilla</i>
<i>Serranus hepatus</i>
<i>Spicara maena</i>
<i>Symphurus nigrescens</i>
<i>Torpedo marmorata</i>
<i>Trachinus draco</i>
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>

Tabla 4. Número y porcentaje de individuos ( $N_{ind}$ ) y especies ( $N_{esp}$ ) por encima de distintas tallas umbrales (45, 40, 35, 30 cm) para la Demarcación Estrecho y Alborán.

Tallas	$N_{ind}$	$\%N_{ind}$	$N_{esp}$	$\%N_{esp}$
45	8106	5.01	15	34.09
40	12442	7.69	18	40.91
35	17890	11.05	21	47.73
30	25176	15.56	24	54.55



### **2.2.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales**

En este indicador la Directiva dice que “es necesario identificar cambios en las poblaciones que puedan potencialmente afectar a las redes tróficas”. En realidad, es un indicador que no está muy bien definido. Este indicador está basado en una serie de especies/grupos clave, dentro del ecosistema, que podrían ser representativas de las diferentes comunidades o hábitats. De acuerdo a la Directiva, el criterio para seleccionar estas especies/grupos debe incluir:

- ▶ Grupos con tasas de renovación rápida (fitoplancton, zooplancton, medusas, peces pelágicos de vida corta) que responda de manera rápida a cambios en el ecosistema
- ▶ Grupos/especies objetivo de actividades humanas o que estén afectadas de manera indirecta (captura accidental, descartes)
- ▶ Grupos/especies que definan un hábitat (p.e. corales, esponjas en comunidades bentónicas)
- ▶ Grupos/especies en la cima de la cadena trófica (túnicos, tiburones, mamíferos marinos, aves marinas, tortugas)
- ▶ Grupos/especies estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico

#### ***Grupos con tasas de renovación rápida (fitoplancton, zooplancton, medusas, peces pelágicos de vida corta) que responda de manera rápida a cambios en el ecosistema***

La información disponible en el Mar de Alborán está restringida espacialmente a la Bahía de Málaga, y cubre solo a una parte de los ecosistemas marinos, ya que disponemos de información únicamente del ecosistema costero y de plataforma, en concreto la franja que abarca hasta 4 millas de la costa (entre 25 y 500 m de fondo). Además, los muestreos se realizaron desde superficie hasta los 100 m de profundidad.

Los datos aquí presentados corresponden a la Bahía de Málaga. En concreto a tres radiales perpendiculares a costa, pertenecientes a la serie temporal ECOMALAGA, cuyo muestreo se realizó de forma trimestral desde 1992 a 2001. Dos de las estaciones de esta serie se han comenzado a muestrear de nuevo en 2010 (una estación costera y otra en la plataforma). De 2002 a 2010 se dispone además de datos discontinuos para fitoplancton.



### ***Grupos/especies objetivo de actividades humanas o que estén afectadas de manera indirecta (captura accidental, descartes)***

Se dispone de información de especies descartadas y capturadas accidentalmente aunque en la actualidad existen limitaciones para establecer una evaluación de estado ambiental.

El descarte de especies como consecuencia de las actividades pesqueras, afecta a la composición y estructura de las comunidades bentónicas marinas y puede alterar procesos funcionales clave afectando a las redes tróficas. Tsagarakis *et al.* (2008) indica que la composición y el nivel trófico de los descartes en relación a la captura desembarcada puede ser un indicador del estado de explotación de las comunidades demersales. Las tendencias en la abundancia de los descartes se han comenzado a estudiar recientemente a través de indicadores. El uso de indicadores en el contexto de los Descartes y el bycatch está todavía en desarrollo, pero en la actualidad el IEO trabaja en varios proyectos para el establecimiento y desarrollo de indicadores basados en datos de descartes obtenidos con los programas de observadores a bordo. Varios índices relativos a la composición de especies y tallas, y las tasas de descarte y by-catch podrían ser indicadores adecuados dentro del enfoque ecosistémico de la pesca (Bellido *et al.*, 2011). Entre los indicadores que podrían ser elegidos en un futuro destacan los siguientes indicadores de estado: tallas media de la captura, talla media del descarte, tasa de descarte, índice de diversidad relativa de Simpson y la abundancia relativa de especies vulnerables en el descarte.

Los indicadores del estado de las poblaciones (relativos a biomasa, índices de reclutamiento, estructura de las poblaciones) deben obtenerse evitando la influencia de variables externas a la abundancia de las especies/stocks. Los descartes que genera la flota pesquera, por especie/stock, son valores que están determinados no solo por la abundancia de las poblaciones, si no que están influenciados por una serie de variables independientes de la abundancia de dicha especie/stock. Por otro lado, muchas de estas variables no están disponibles, ni sujetas a control, y son difíciles de parametrizar. Variables tales como: cambios en los aparejos y/o dispositivos de pesca, saturación del mercado, precios de primera venta, cambios en el patrón de consumo de la población, aumento de la capturabilidad por el aumento de concentración de la flota, etc., no están disponibles para poder modelar la estimación de la abundancia de una especie/stock con datos de estimas de descartes. Por ello, la utilización de los datos de descartes tiene limitaciones, aunque esperamos que sea posible en el futuro estimar tendencias en la abundancia mediante el análisis de determinados indicadores. Hay que destacar, por último, que la información existente sobre captura y descartes cubre todas las épocas del año, por lo que podría utilizarse como información complementaria a las series temporales utilizadas en este descriptor.

### ***Grupos/especies que definan un hábitat (p.e. corales, esponjas en comunidades bentónicas)***

Estos grupos/especies que definen hábitats (corales, esponjas) son tratados y evaluados en los Descriptores 1 y 6.



### ***Grupos/especies en la cima de la cadena trófica (mamíferos marinos, aves marinas, tortugas, túnidos, tiburones)***

Los grandes grupos en la cima de la cadena trófica son tratados en otros descriptores por lo que no repetiremos aquí la información (mamíferos marinos, aves marinas, tortugas, túnidos, tiburones pelágicos). En el caso de mamíferos marinos, el seguimiento de la abundancia de las poblaciones de cetáceos permitiría determinar la tendencia en las tasas anuales de crecimiento. Sin embargo, como ya se ha mencionado, las estimas de abundancia existentes no reúnen las condiciones, ni han tenido la continuidad, necesarias para su aplicación en este indicador. Las aves marinas son tratadas en el documento correspondiente de Aves marinas, tortugas y tiburones pelágicos son tratados en el Descriptor 1 (especies) mientras que las distintas especies de atunes se tratan en el Descriptor 3 de especies explotadas.

### ***Grupos/especies estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico***

Ya hemos mencionado la carencia de una “base trófica” dentro de los indicadores elegidos por la Directiva para definir el Buen Estado Ambiental. Por ello, nuestros “grupos/especies clave” se han seleccionado por grupos funcionales y están por tanto basado en su dieta. De nuevo, no hay que olvidar que la Evaluación del Estado Ambiental que se está ofreciendo da respuesta solo a una parte de los ecosistemas marinos, ya que disponemos de información únicamente de los fondos blandos situados entre los 30 y 800 m de profundidad. Los datos analizados provienen de las campañas MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo realizadas anualmente entre 1994 y 2010 en Alborán. La descripción de la campaña MEDITS se puede ver en el correspondiente Anexo I.

#### **2.2.3.1 Descripción de los grupos funcionales**

##### ***Grupos funcionales ecosistema demersal de plataforma y talud***

Para abordar la evaluación del Descriptor 4 se han definido los grupos funcionales relevantes para el Estrecho y Alborán de una forma preliminar. Para elaborar esta clasificación en “cajas” de los grupos funcionales se han utilizado los datos provenientes de las campañas rutinarias de prospección pesquera, con arte de arrastre de fondo, realizados anualmente en primavera entre los años 1994 y 2010 en las aguas del Mar de Alborán (Sub-área Geográfica GSA01 de la CGPM) y de la Isla de Alborán (Sub-área Geográfica GSA02 de la CGPM). Para los trabajos de muestreo se consideran tres sectores geográficos (Alborán, Isla de Alborán y Golfo de Vera), con cinco estratos de profundidad: A (30-50 m), B (51-100 m), C (101-200 m) D (201-500 m) y E (501-800 m).

La información necesaria para responder a este indicador (para ver las tendencias temporales) de los grupos funcionales (GF), está basada en las especies y comunidades nectobentónicas de los ecosistemas demersales de plataforma y talud (~30-800 m). Se han



determinado hasta 31 GF (Tabla 5) con la intención de englobar especies de especial importancia ecológica y conjuntos de especies pertenecientes a un mismo grupo taxonómico. En algunos casos, para una misma especie o conjunto de especies, se definieron dos GF según el estrato batimétrico ocupado (plataforma o talud). Esta separación se realiza normalmente para el proceso de modelado ecológico. En el caso de las comunidades demersales, por ejemplo, para especies como la merluza de marcada segregación espacial donde los reclutas y juveniles se encuentran sobre la plataforma y los adultos sobre el talud (ocupan nichos ecológicos distintos) y por otro lado, algunos grupos taxonómicos como los elasmobranquios, están constituidos por especies con diferentes parámetros bio-ecológicos (p.ej. tasas de crecimiento, dieta) que justifican su separación por estrato ya que por tamaños o edades, desempeñan roles funcionalmente diferentes en sus respectivos ecosistemas.

Se presenta la evolución a lo largo de la serie histórica disponible (1994-2010) de la biomasa de cada uno de los GF, en  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ . Para detallar algo más los resultados se han separado las especies por su presencia en sus estratos batimétricos (plataforma, talud).

Para entender correctamente la estructura y dinámica de las redes tróficas de estos ecosistemas el desarrollo de un modelo trofodinámico de balance de masas que considere todos los grupos funcionales y compartimentos del ecosistema sería de gran ayuda. Estos modelos están basados en un conjunto de datos y matrices tanto de biomasa como de dietas, datos provenientes de la pesquería y de los descartes (Sánchez y Olaso, 2004). Los fuertes vínculos existentes entre los dominios pelágicos, demersal y bentónico son debidos fundamentalmente a una serie de grupos clave, como el zooplancton y peces de comportamiento pelágico (caballa, anchoa, jurel, bacaladilla, etc). Estos grupos clave canalizan el flujo de energía desde la producción primaria hasta los niveles tróficos más elevados. La mejora del conocimiento de estos compartimentos así como el papel de los mismos en el acoplamiento bento-pelagico ayudarán a comprender mejor el funcionamiento de estos ecosistemas.

**Tabla 5. Grupos funcionales identificados en la Demarcación Estrecho y Alborán para el análisis del indicador 4.3.1. Se especifican las especies que se han incluido en cada uno de dichos grupos funcionales (PL: plataforma; TA: talud).**

N	Grupo Funcional	Especies
1	Merluza	<i>Merluccius merluccius</i>
2	Rapes	<i>Lophius budegassa, L. piscatorius</i>
3	Gallos	<i>Lepidorhombus boscii, L. whiffiagonis</i>
4	Pez de San Pedro	<i>Zeus faber</i>
5	Pintarroja	<i>Scyliorhinus canicula</i>



6	Peces demersales TA	<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i> , <i>Himenocephalus italicus</i> , <i>Lepidion lepidion</i> , <i>Mora moro</i> , <i>Nezumia aequalis</i> , <i>Trachyrhynchus scabrus</i>
7	Tiburones TA	<i>Galeus melastomus</i> , <i>Etmopterus spinax</i> , <i>Dalatias licha</i>
8	Rayas PL	<i>Leucoraja circularis</i> , <i>Leucoraja fullonica</i> , <i>Leucoraja melitensis</i> , <i>Raja alba</i> , <i>Raja asterias</i> , <i>Raja brachyura</i> , <i>Raja miraletus</i> , <i>Raja montagui</i> , <i>Raja naevus</i> , <i>Raja polystigma</i> , <i>Raja radula</i> , <i>Raja rondeleti</i> , <i>Raja sp.</i> , <i>Raja undulata</i> , <i>Raja africana</i> ,
9	Rayas TA	<i>Dipturus oxyrinchus</i> , <i>Torpedo marmorata</i> , <i>T. torpedo</i>
10	Peces bentófagos PL	<i>Chelydonichthys cuculus</i> , <i>Chelydonichthys lastoviza</i> , <i>Lepidotrigla sp.</i> , <i>Mullus barbatus</i> , <i>M. surmuletus</i> , <i>Pagellus acarne</i> , <i>P. bogaraveo</i> , <i>Pagrus pagrus</i> , <i>P. erythrinus</i> , <i>Serranus cabrilla</i> , <i>Trachinus draco</i> , <i>Spicara maena</i>
11	Peces bentófagos TA	<i>Helicolenus dactylopterus</i> , <i>Phycis blennoides</i>
12	Peces nectófagos	<i>Argentina sphyraena</i> , <i>Capros aper</i> , <i>Cepola rubescens</i> , <i>Gadiculus argenteus</i> , <i>Macroramphosus scolopax</i> , <i>Trisopterus minutus</i>
13	Bacaladilla	<i>Micromesistius poutassou</i>
14	Jureles	<i>Trachurus mediterraneus</i> , <i>T. trachurus</i> , <i>T. picturatus</i>
15	Peces mesobatipelágicos	<i>Argyropelecus hemigymnus</i> , <i>Benthoosema glaciale</i> , <i>Ceratoscopelus maderensis</i> , <i>Chauliodus sloani</i> , <i>Hygophum benoiti</i> , <i>Hygophum hygomii</i> , <i>Lampanictus crocodilus</i> , <i>Mauroliticus muelleri</i> , <i>Myctophidae</i> , <i>Myctophum punctatum</i> , <i>Notoscopelus elongatus</i> , <i>Notoscopelus sp.</i> , <i>Stomias boa</i>
16	Caballas	<i>Scomber scomber</i> , <i>Scomber japonicus</i>
17	Peces pelágicos pequeños	<i>Sardina pilchardus</i> , <i>Engraulis encrasicolus</i> , <i>Sardinella aurita</i>
18	Calamares PL	<i>Alloteuthis media</i> , <i>Loligo vulgaris</i> , <i>Illex coindetii</i> , <i>Sepia elegans</i> , <i>Sepia officinalis</i> , <i>Sepia orbignyana</i>
19	Pulpos PL	<i>Eledone moschata</i> , <i>Octopus vulgaris</i> , <i>Scaevurgus</i>



		<i>unicirrus, Pteroctopus tetracirrus</i>
20	Calamares TA	<i>Heteroteuthis dispar, Histiototeuthis bonnellii, H. reversa, Neorossia caroli, Rossia macrosoma, Sepietta oweniana, Todarodes sagittatus</i>
21	Pulpos TA	<i>Bathypolypus sponsalis, Octopus salutii, Vampiroteuthis</i>
22	Gasterópodos	<i>Aplysia sp, Aporrhais sp, Astraea rugosa, Berthella aurantiaca, Bolinus brandaris, Calliostoma, Diodora sp, Discodoris fragilis, Gastropteron meckeli, Lunatia catena, Nudibranchia, Opistobranchia, Pleurobranchaea meckelii, Pleurobranchus membranaceus, Ranella olearia, Scaphander lignarius, Trunculariopsis trunculus, Turritella communis</i>
23	Bivalvos	<i>Nucula spp, Venux nux, Ostrea spp.,</i>
24	Cigala	<i>Nephrops norvegicus</i>
25	Decápodos detritívoros PL	<i>Dardanus arrosor, Dardanus calidus, Liocarcinus corrugatus, Liocarcinus depurator, Liocarcinus sp, Pagurus alatus, Pagurus excavatus, Pagurus forbesi, Pagurus prideauxi, Pagurus sp</i>
26	Decápodos detritívoros TA	<i>Aristeus antennatus, Geryon longipes, Munida sp., Parapenaeus longirostris, Plesionika sp., Processa sp. Solenocera membranacea</i>
27	Gambas zooplanctívoras	<i>AcanthePHYra eximia, AcanthePHYra pelagica, AcanthePHYra purpurea, AcanthePHYra sp., Pasiphaea multidentata, Pasiphaea sivado, Sergestes arcticus, Sergia robusta</i>
28	Equinodermos carnívoros	<i>Anseropoda placenta, Astropecten sp., Echinaster sepositus, Echinus sp., Luidia sp., Marthasterias glacialis, Ophiotrix fragilis, Ophiura ophiura, Ophiura sp., Ophiura texturata</i>
29	Equinodermos depositívoros	<i>Spatangus purpureus, Stichopus regalis</i>
30	Invertebrados bentónicos suspensívoros	<i>Aplidium sp., Ascidia sp., Botryllus schlosseri, Ciona sp., Diazona violacea, Microcosmus sp., Molgula sp., Phallusia mammillata, Polycarpa sp., Polyclinella azemai</i>

**Grupos funcionales del sistema planctónico**

En la Demarcación Estrecho y Alborán, se han identificado un total de 6 grupos funcionales planctónicos (Tabla 6) que bien corresponden a grupos taxonómicos dominantes (p.e. Copépodos, Diatomeas) o engloban grupos taxonómicos con recursos tróficos comunes (p.e. Cordados filtradores).

**Tabla 6. Grupos funcionales planctónicos en la Demarcación Estrecho y Alborán.**

N	Grupo funcional	Especies
1	Predadores gelatinosos	Quetognatos, Sifonóforos, Medusas
2	Cordados filtradores	Apendicularias, Doliólidos, Salpas
3	Cladóceros	
4	Copépodos	
5	Dinoflagelados	
6	Diatomeas	

En primer lugar se ha definido el grupo de predadores gelatinosos (1), que comprende Quetognatos, Sifonóforos y Medusas. El mayor representante de este grupo son los Quetognatos, seguidos de los Sifonóforos. En esta Demarcación las Medusas no se consideran suficientemente importantes en abundancia como para conformar un grupo funcional independiente, ya que representan entre un 0-2% de la abundancia total del zooplancton. Otro grupo representativo de esta demarcación son los cordados filtradores (2), que engloba Apendicularias, Doliólidos y Salpas. Este grupo funcional está dominado por Apendicularias y Doliólidos que pueden alcanzar hasta un 60% de la abundancia total de zooplancton. El grupo zooplanctónico dominante son los Copépodos (4), que representan entre un 40 y un 90% de la abundancia total, seguido de los Cladóceros (3), que de forma estacional (en verano) alcanzan hasta un 50% de la abundancia.

El grupo fitoplanctónico dominante son las Diatomeas (6). Sin embargo, en determinados años con menor disponibilidad de nutrientes (p.e. 2000-2002), la abundancia de diatomeas es prácticamente nula y los Dinoflagelados (5) cobran una gran importancia como soporte de la red trófica.



## 2.3 Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos

### 2.3.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

La información relativa a la Productividad de Aves marinas en la Demarcación Estrecho y Alborán se puede ver en el documento de Aves marinas correspondiente.

### 2.3.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes

En Alborán el LFI alcanzó varias veces valores máximos: 1997 (34%), 2003 (31%) y en cuatro años seguidos 2006 (41%), 2007 (43%), 2008 (35%) y 2009 (33%) y dos mínimos: 1999 (13%) y durante 2010 (17%) (Figura 1). Si bien la tendencia temporal del LFI es ascendente, ésta no es significativa, se encuentra en el límite de la significancia estadística ( $p=0.055$ ). Además, si observamos la evolución temporal de las biomásas de peces pequeños y grandes a lo largo de la serie histórica (Figura 2 y Tabla 7), observamos que el aumento del LFI en 2003 va asociado a una importante disminución en las capturas de los peces pequeños. Por el contrario, la disminución del año 2007 se debe a un gran incremento en la biomasa de los mismos. La tendencia ascendente en biomasa de los peces pequeños y peces grandes no es significativa en ninguno de los dos casos ( $p > 0.05$ ). En términos generales se puede observar que la biomasa de los peces pequeños y los grandes siguen un patrón y una tendencia muy similar (Figura 2).

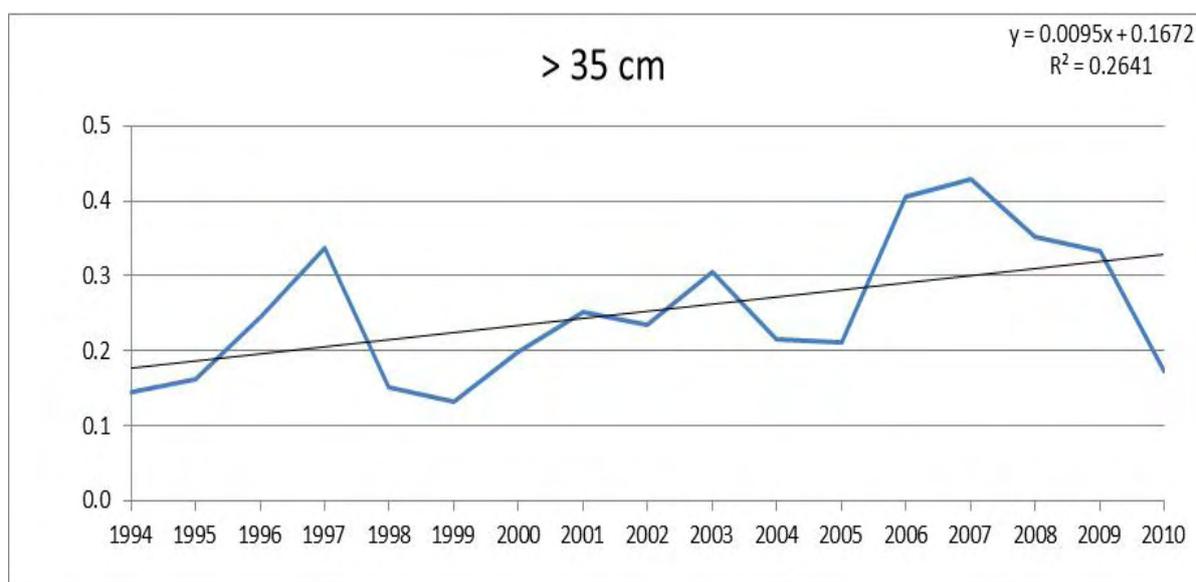


Figura 1. Evolución del indicador LFI a lo largo de la serie histórica de campañas para una talla umbral igual o mayor de 35 cm.



Tabla 7. Evolución anual de la proporción de biomasa de peces grandes (LFI) y capturas estandarizadas (kg/lance) de peces pequeños y grandes en base a la talla umbral de 35 cm.

Año	LFI	Grandes	Pequeños
1994	0.144	192.017	252.453
1995	0.163	217.208	262.007
1996	0.245	326.289	429.776
1997	0.338	449.478	414.685
1998	0.152	202.439	328.131
1999	0.133	176.139	260.438
2000	0.198	262.984	308.608
2001	0.252	335.092	413.819
2002	0.236	313.096	493.062
2003	0.305	406.077	484.137
2004	0.216	287.180	444.729
2005	0.213	282.553	339.455
2006	0.406	539.726	761.415
2007	0.430	571.516	814.081
2008	0.352	467.860	675.608
2009	0.332	441.408	646.546
2010	0.173	230.603	262.879

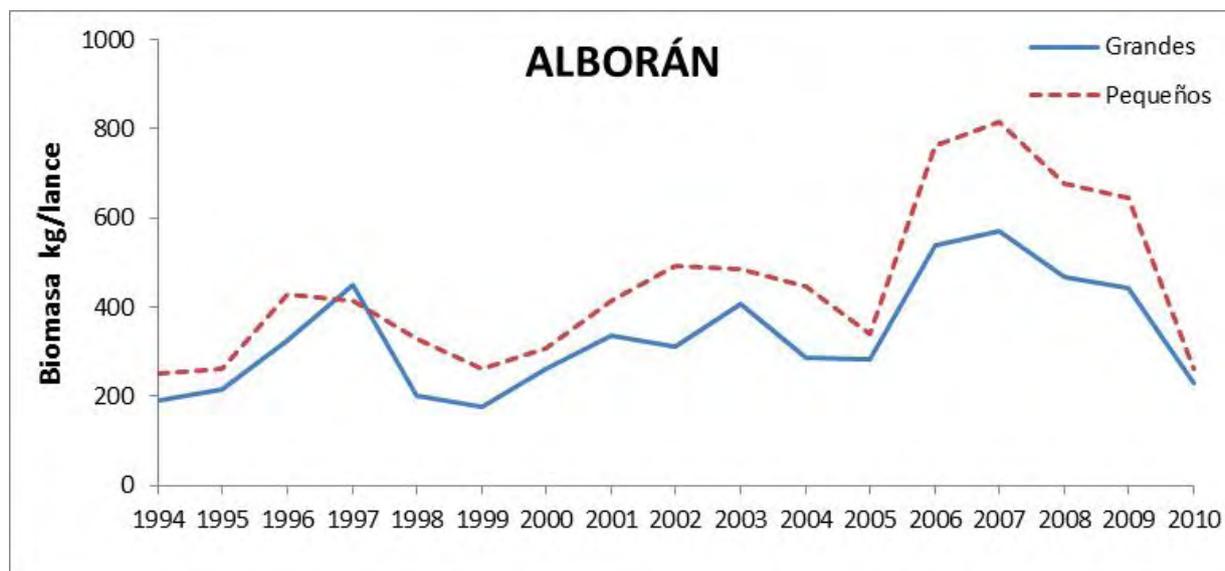


Figura 2. Valores de biomasa (kg/lance) de peces pequeños y grandes a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la Demarcación Estrecho y Alborán.

En la Figura 3 y Figura 4 se puede ver la evolución temporal de la biomasa de peces con tallas superiores a 35 cm (elasmobranquios y osteíctios), únicamente de aquellas especies que más aportan al cálculo de la LFI. Del conjunto de la comunidad de peces, 6 especies de elasmobranquios y 6 de osteíctios representan más del 85 % de la biomasa total. De ellas, la especie *Galeus melastomus* es claramente la que contribuye con mayor biomasa al conjunto



de la comunidad y parece determinante en el valor del indicador. En cuanto a los peces pequeños se puede observar la gran variabilidad interanual existente

Respecto a los peces pequeños son 5 especies las que contribuyen con mayor biomasa al total (Figura 5). La elevada variabilidad interanual es una de las características más marcadas de estas especies, condicionando extraordinariamente el valor final del indicador.

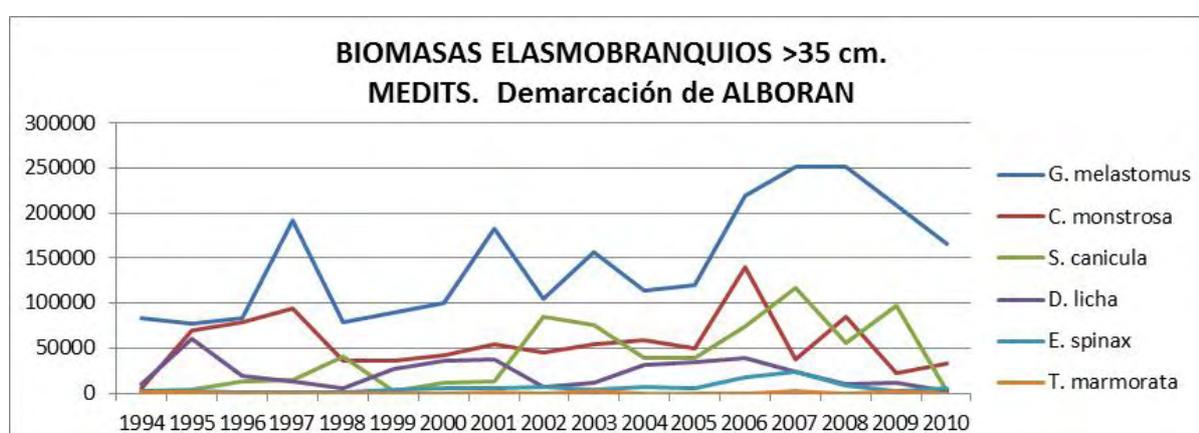


Figura 3. Valores de biomasa (g/lance) de los elasmobranquios > 35 cm a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la Demarcación Estrecho y Alborán.

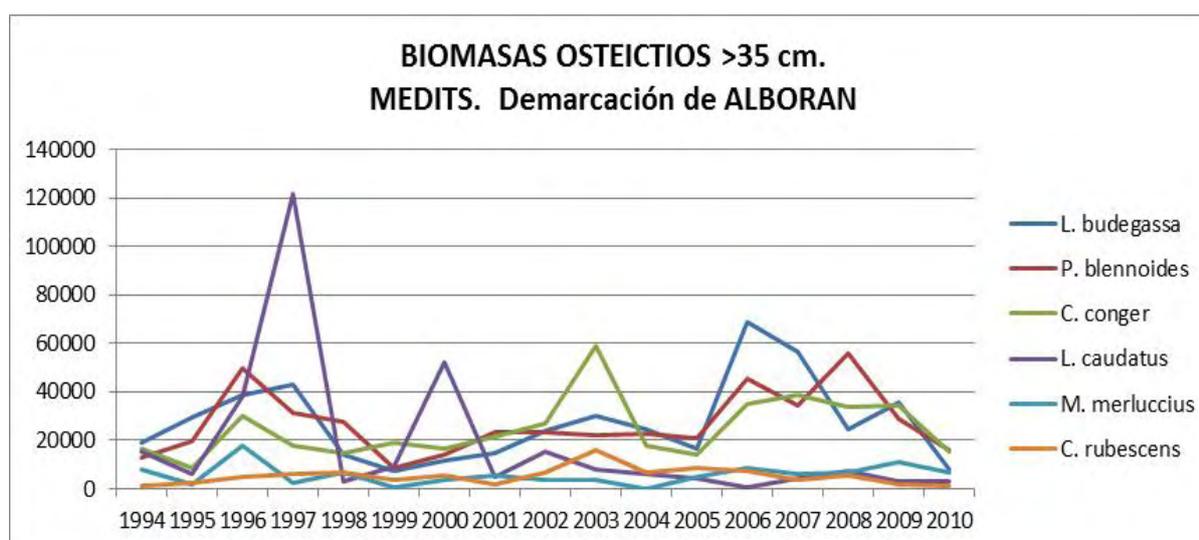


Figura 4. Valores de biomasa (g/lance) de los osteíctios > 35 cm a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la Demarcación Estrecho y Alborán.



Como conclusión podríamos decir que el indicador “Proporción de peces grandes” calculado para la Demarcación Estrecho y Alborán parece estar afectado principalmente por cambios en la abundancia de peces pequeños, a diferencia de lo obtenido por Shephard et al. (2011) en el mar Céltico. Esto podría deberse a la multiespecificidad que caracteriza las capturas en la zona respecto al Mar Céltico donde presentan abundancias muy altas de unas pocas especies, así como al gradiente latitudinal (Pianka 1966; Rohde 1992; Rosenzweig 1995; Gaston and Blackburn 2000).

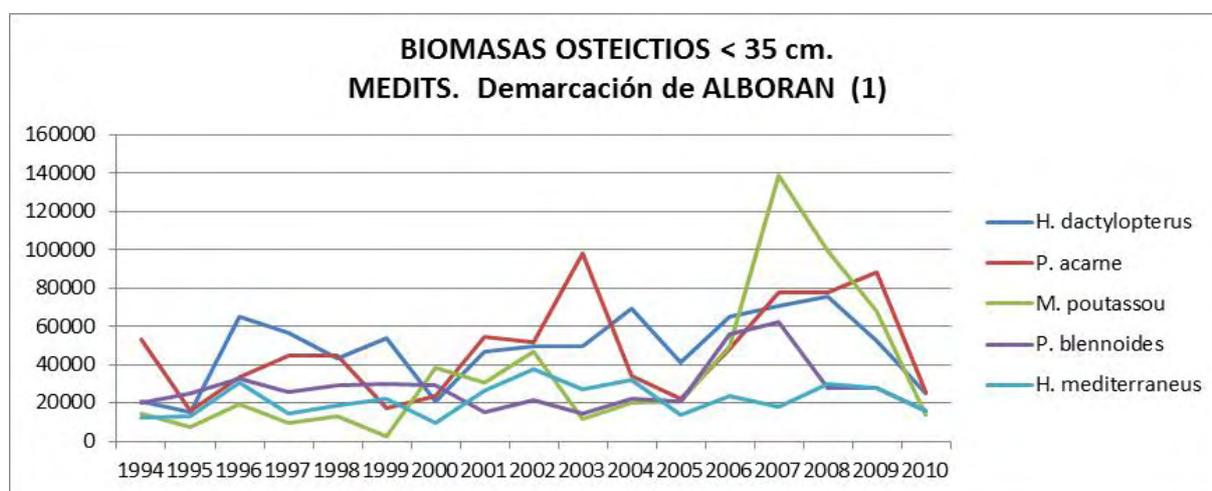


Figura 5. Valores de biomasa (kg/lance) de los osteíctios < 35 cm a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la Demarcación Estrecho y Alborán.

Además, otra complejidad añadida es que la lista de especies de peces grandes incluye especies de gran talla, tanto de elasmobranquios como de osteíctios, que presentan hábitos alimenticios muy dispares. De esta manera se están agrupando especies crustácívoras con especies ictiófagas, presentando por tanto niveles tróficos considerablemente diferentes. La teoría trofodinámica basada en las tallas establece que la pesca retira del ecosistema gran cantidad de peces grandes y esto provoca en consecuencia un aumento de los peces pequeños. Sin embargo, para que esto ocurra, los peces grandes deben alimentarse de otros peces, cosa que no ocurre al mezclar comportamientos alimenticios tan variados. Consecuentemente, en nuestra zona la eliminación de peces grandes no necesariamente tiene un efecto sobre los peces pequeños.



### **2.3.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales**

#### **2.3.3.1 Grupos funcionales ecosistema demersal de la plataforma continental**

La Figura 6 recoge la evolución del índice de biomasa ( $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) para cada uno de los 31 GF a lo largo de la serie histórica. Salvo en contadas excepciones, no existe una tendencia temporal clara sino fluctuaciones en forma de dientes de sierra. Por este motivo, no se ha ajustado ninguna curva a ninguno de los GF considerados y nos limitaremos a comentar caso por caso el patrón observado.

GF1 Merluza. Incluye tanto la que se captura en la plataforma (PT) como la del talud (TA). Normalmente el primer grupo incluye los juveniles, mientras que el segundo corresponde a la población adulta que aparece puntualmente en el área de Alborán. El valor medio de la biomasa, en primavera, arroja valores sobre  $1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$  que se corresponde con la fracción de juveniles de la temporada. Son destacables las dos caídas de las abundancias en la serie histórica. Una entre los años 1997 y 1999 y otra entre el 2002 y 2004. En otoño se produce la expansión del reclutamiento al área con valores de hasta  $14\text{-}15 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

GF2 Rapes: la biomasa a lo largo de la serie histórica ha oscilado entre  $\sim 1.5$  y  $3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ . Excepción aparte del año 1997 y el 2007 por encima de los  $2.5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

GF3 Gallos: puede decirse que son dos especies ocasionales en el mar de Alborán.

GF4 Pez de San Pedro: es otra especie ocasional con muy bajos valores en los índices de biomasa. Varía muy poco de un año a otro sin ningún patrón claro ( $0.2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) con la excepción del año 2006 que se capturó un grupo de juveniles ( $1.3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )

GF5 Pintarroja: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie estuvo entre  $1$  y  $7 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

GF6 Peces demersales de talud (TA): se observa un patrón de aumento progresivo en las biomazas de la serie histórica ( $\sim 1.5$  y  $3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), con dos máximos: uno en el año 1997 ( $6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y otro en 2006 ( $13 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ).

GF7 Tiburones de talud (TA): las fluctuaciones de las biomazas han tenido un comportamiento parecido al GF6 en la serie histórica, con dos máximos: uno en el año 1997 ( $53 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y otro en 2006 ( $72 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ).

GF8 Rayas de plataforma (PL) y GF09 Rayas de talud (TA): ambos GFs presentan biomazas muy bajas en Alborán ( $\sim 0.2$  y  $0.5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) Se observa un pico de  $1.7 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$  en el año 2006.

GF10 y GF11 Peces bentófagos de plataforma (PL) y talud (TA), respectivamente: en el primer caso el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún



patrón claro, estando el rango de valores entre 20 y 51  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ . En el segundo caso, se observa un máximo al inicio de la serie (1997: 12  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) pero desde entonces los valores se han mantenido relativamente constantes entre los 4 y los 8  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , hasta un ascenso brusco en el año 2010 (18  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )

GF12 Peces nectófagos: se observa una clara tendencia de disminución del índice de biomasa desde el año 1994 (30  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) cuando se produjo una invasión de *Capros aper*, al año 1996 (4  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) cuando desaparece. La serie vuelve a presentar un repunte en el año 2006 sobre los 10  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

GF13 Bacaladilla: no presenta un patrón de distribución característico. Se produjeron dos máximos en las abundancias. Uno en el año 1997 (20  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y otro en el 2006 (26  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) estando el resto de valores entre los 5-10  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$  o prácticamente inaccesible o desaparecida como en los años 1995, 96, 98, 99 o 2003. El perfil de la trayectoria de las biomazas es muy parecido al GF8.

GF14 Jureles: entre 1994 y 2005 los valores permanecen bajos sobre 1 y 2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , seguidos de un ascenso, con un ligero descenso el año 2009 (12  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ).

GF15 Peces mesobatipelágicos: no se observan tendencias en la serie histórica con un par de ascensos en los años 2003 (6  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y 2007 (7  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y tres caídas en los años 1999, 2005 y 2008 (2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) Estas especies no se muestrean correctamente.

GF16 Caballas: puede decirse que son especies ocasionales en el mar de Alborán (0.05  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), con un pico en el año 2004 y descenso paulatino hasta el año 2007.

GF17 Peces pelágicos pequeños: en la serie histórica no aparecen significativamente hasta el año 2002-2003 ( $\sim 4$  y 4.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) El año 2005 llegaron a 18  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$  para volver a desaparecer en la actualidad.

GF18 y GF19 Calamares y Pulpos de plataforma (PL), respectivamente: mientras que el índice de biomasa de los pulpos no ha variado considerablemente a lo largo de la serie con un rango de valores entre los  $\sim 3$  y 4  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , con un descenso en el año 1999 y un ascenso en 2006 (10.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), el rango de los calamares se mantuvo entre los 0.4 y 0.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , ascendiendo en el 2000-01 (1.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y en el mismo 2006 (10.2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )

GF20 y GF21 Calamares y Pulpos de talud (TA): en este caso la biomasa de calamares ha variado sobre los  $\sim 1$  y 3  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , (actualmente 2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), mientras que para los pulpos ha permanecido sobre 0.1  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$  con la excepción de una caída en 1999 (0.002  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )

GF22 Gasterópodos: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie estuvo por debajo de los 0.2-0.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , con dos ascensos en los años 1998 (2.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y 2004 (3.2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )



GF23 Bivalvos: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie estuvo entre los 0.3-0.7  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

GF24 Cigala: el índice de biomasa no varió demasiado desde el año 1994 (0.2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) hasta el año 2002-03 que ascendió hasta 0.3  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , se mantuvo en el 2004, estando actualmente sobre los 0.2-0.3  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

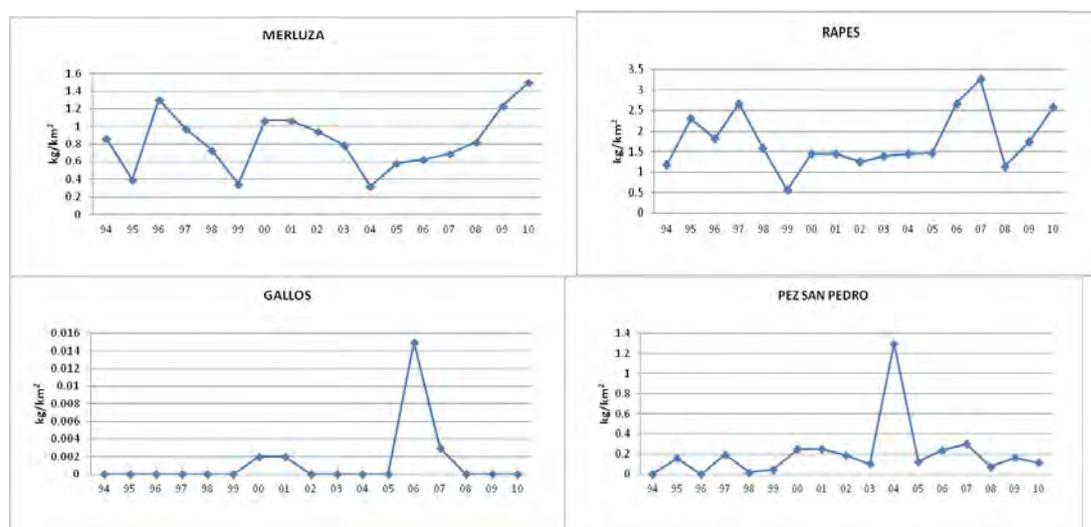
GF25 y GF26 Decápodos detritívoros de plataforma (PL) y talud (TA), respectivamente: a excepción de un máximo entre los años 1995-1998 (2.6-2.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), la serie histórica de los primeros se mantiene relativamente constante entre los 1 y 1.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ; en el caso de los del talud, la serie tiene una tendencia a la disminución desde unos máximos entre 1997 y 2001 ( $\sim 3$  y 3.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) hasta los valores actuales entre  $\sim 1$  y 1.5  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ .

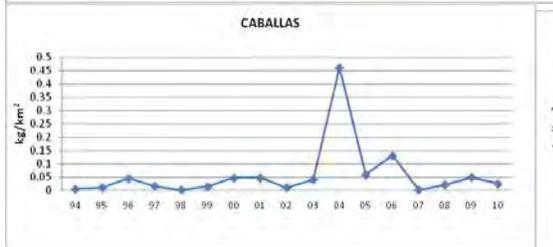
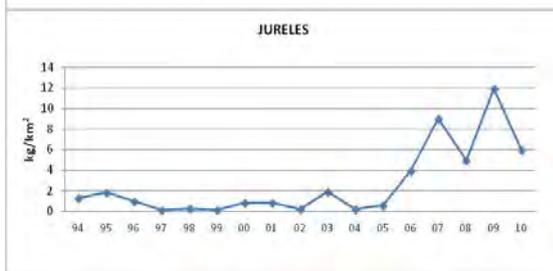
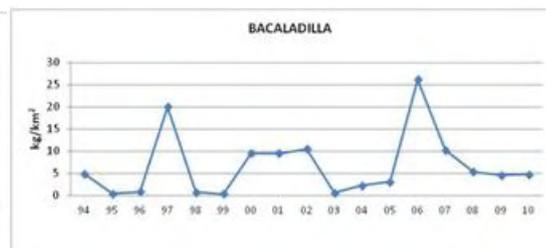
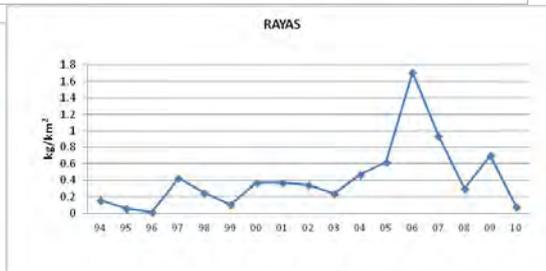
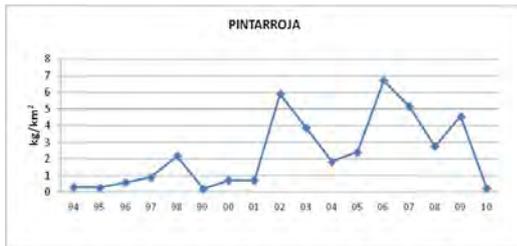
GF27 Gambas zooplanctívoras: la serie histórica no presenta ninguna tendencia con tres repuntes en los años 1998-99 ( $\sim 0.6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), 2005 ( $\sim 1.5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) 2009 ( $\sim 0.6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), y se mantiene en valores cercanos a los  $\sim 0.2$ -0.6  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , en 2010.

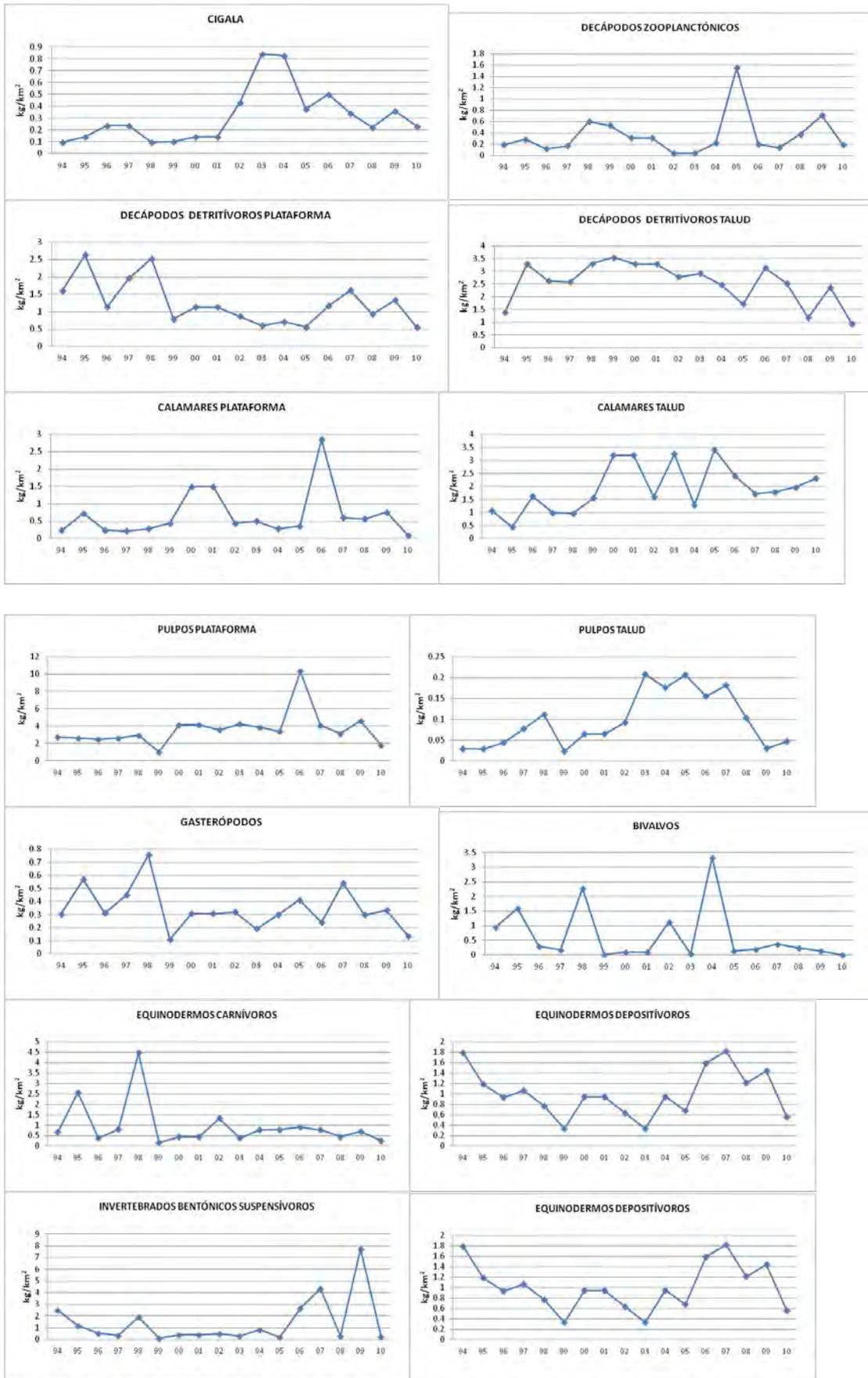
GF28 y GF29 Equinodermos carnívoros y depositívoros, respectivamente: hubo dos ascensos en 1995 ( $\sim 2.6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y en 1998 ( $\sim 4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), para presentar una cierta estabilidad hasta el 2010 sobre los  $\sim 0.6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ , en los segundos, el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro, con un rango de valores de ( $\sim 1.8$ -0.6  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )

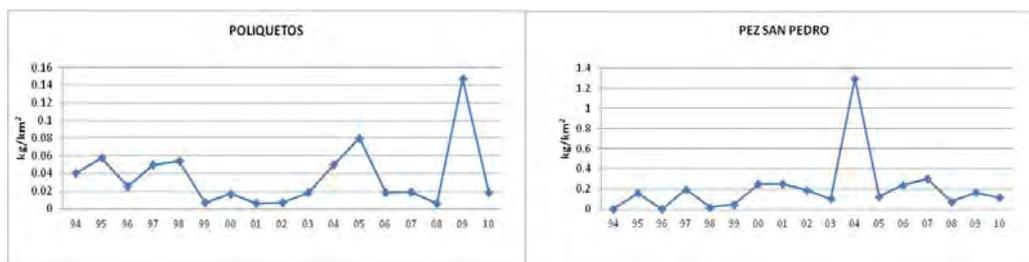
GF30 Invertebrados bentónicos suspensívoros: la serie no presenta grandes cambios en la tendencia de las biomásas ( $\sim 1$ -2  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), hasta el año 2007 ( $\sim 4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ), y el 2009 ( $\sim 8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) para caer estrepitosamente en el 2010 ( $\sim 0.2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ )

**Figura 6. Evolución del índice de biomasa ( $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$ ) durante la serie histórica decampañas MEDITS\_ES (1994-2010) por los Grupos funcionales (GF) escogidos para el Mar de Alborán y Golfo de Vera (Demarcación Estrecho y Alborán).**







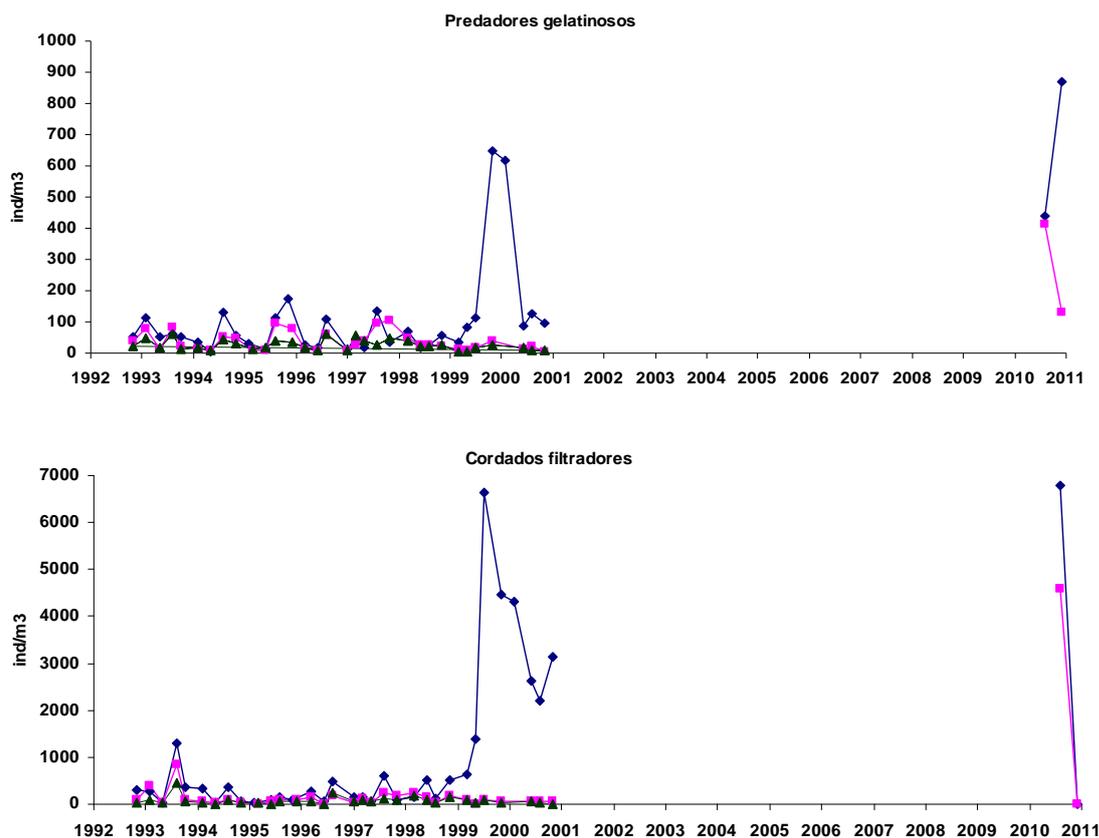


Diversos estudios desarrollados en el Mediterráneo Occidental han demostrado la existencia de fluctuaciones interanuales en las capturas y/o índices de abundancia de algunas especies demersales (Hidalgo et al., 2011). En el Mar de Alborán, estas fluctuaciones han sido descritas en diferentes especies de peces, como la merluza. La existencia de esas fluctuaciones en las especies, poblaciones y comunidades mediterráneas, podrían explicar las variaciones observadas en los GF analizados y, por tanto, la falta de un patrón temporal bien definido. También es posible que la serie histórica disponible (17 años) sea aún corta para que puedan observarse tendencias claras.

En cualquier caso, las variaciones obtenidas en nuestros resultados no nos permitirían definir el buen estado ambiental de los ecosistemas analizados tomando como indicador las abundancias de los grupos/especies funcionalmente importantes, tal y como está definido en el Indicador 4.3.1.

### 2.3.3.2 Grupos funcionales del sistema planctónico

Dada la discontinuidad de la información recabada en los últimos diez años no podemos establecer ningún tipo de tendencia (Figura 7, Figura 8, Figura 9). Sin embargo, cabe destacar una anomalía en las abundancias de los grupos funcionales entre los años 2000 - 2001. En este periodo la abundancia de los grupos funcionales Predadores gelatinosos y Cordados filtradores aumentó significativamente (Figura 7). Dentro de estos grupos dominaron las Apendicularias y los Quetognatos.



**Figura 7. Evolución de la abundancia (individuos  $\cdot$  m<sup>-3</sup>) de los grupos funcionales zooplanctónicos Predadores gelatinosos (1) y Cordados filtradores (2).**

Por otro lado, en el año 1999, los Copépodos presentaron un pico elevado de abundancia, coincidente con valores máximos de abundancia en Diatomeas (Figura 8, Figura 9). Estos aumentos en Diatomeas se han repetido en el periodo 2008-2010, pero no disponemos de datos simultáneos de zooplancton para evaluar las relaciones tróficas. El grupo de los Cladóceros presenta un patrón marcadamente estacional y no se aprecia relación directa con las variaciones de los otros grupos.

En este periodo la abundancia de Diatomeas disminuyó drásticamente, al tiempo que los Dinoflagelados dominaron la fracción fitoplanctónica (Figura 9).

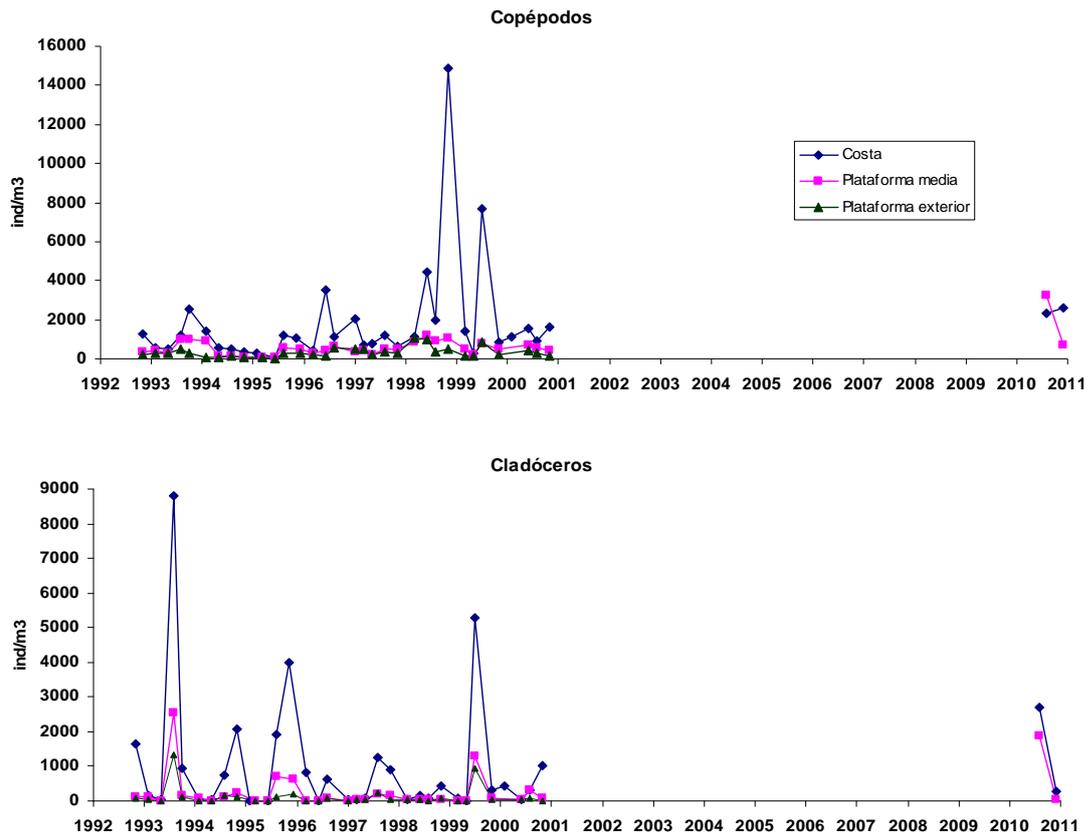


Figura 8. Evolución de la abundancia (individuos/m<sup>3</sup>) de los grupos funcionales zooplanctónicos más abundantes: copépodos (4) y cladóceros (3).

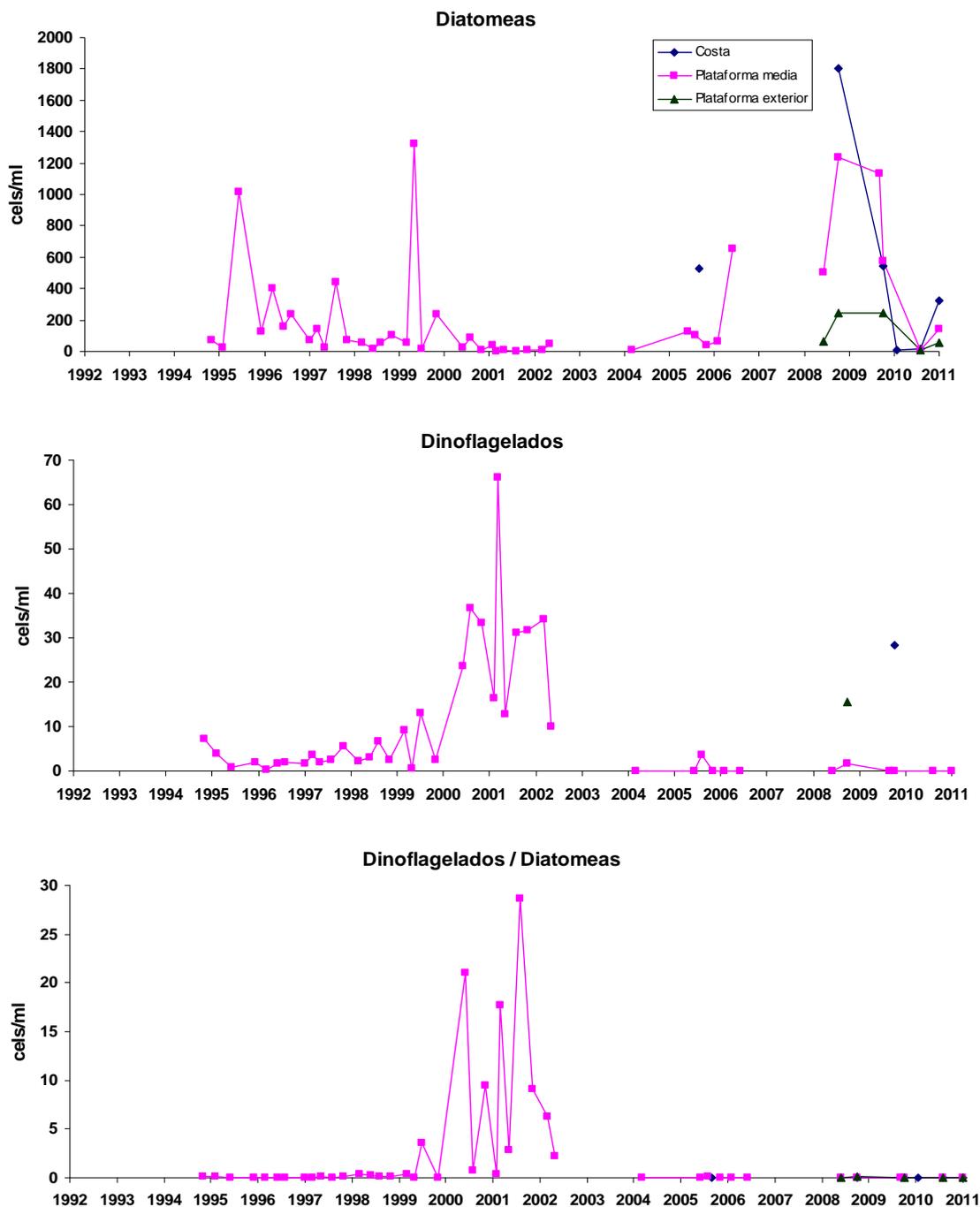


Figura 9. Evolución de la abundancia (células • ml<sup>-1</sup>) de los grupos fitoplanctónicos más abundantes: diatomeas (6) y dinoflagelados (5), y del ratio entre ellos (dinoflagelados / diatomeas).



## **2.4 Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento**

A lo largo del documento se ha mencionado numerosas veces que la disponibilidad de información está limitada mayoritariamente al ecosistema demersal de los fondos sedimentarios de la plataforma y talud, abarcando profundidades entre 30 m y 800 m. Es manifiesta por tanto, la escasez de información respecto a la franja costera, así como a fondos rocosos. Por tanto, para tener una visión global del buen funcionamiento de las redes tróficas de todos los ecosistemas presentes dentro de la Demarcación Estrecho y Alborán, falta información de una zona relevante como es la zona costera. Además, la costa está sometida a otra serie de actividades humanas, presiones e impactos (contaminación, dragados, construcción de grandes infraestructuras) que afectarán de diferente manera a las cadenas tróficas.

Éstas propuestas y otras mejoras deben realizarse dentro de un marco de colaboración, coordinación y consenso entre los distintos organismos que los desarrollan tanto a nivel regional (Comunidades Autónomas), nacional como internacional, a través de convenios y programas de seguimiento. Estos programas de seguimiento deberían incluir diferentes compartimentos de las comunidades costeras, con distintas metodologías (censos visuales con buceo, videos ROV), y completando con estudios de alimentación del conjunto de especies. Asimismo, el análisis de isótopos estables (fundamentalmente de carbono,  $\delta^{12}\text{C}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ , y nitrógeno,  $\delta^{14}\text{N}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) permite integrar información sobre las relaciones tróficas de un organismo en periodos de tiempo prolongados y puede proporcionar indicadores del nivel trófico de los organismos. Esta metodología aportaría una información adicional muy importante para comprender el funcionamiento de las redes tróficas, siendo además factible su introducción dentro de los programas de seguimiento.

El actual programa de seguimiento llevado a cabo por parte del IEO en la Demarcación Estrecho y Alborán cubre una parte muy amplia de la zona, sin embargo sería necesario ampliar el estudio de organismos de los que apenas se dispone de información (peces meso-batipelágicos, zooplancton gelatinoso, suprabentos) o cuya información está incompleta, así como ampliar el rango batimétrico, tanto a zonas profundas como someras. Por otro lado, la “visión primaveral” que ya se ha mencionado en numerosas ocasiones, debería completarse con estudios en otras épocas del año. Todo ello proporcionará una información inestimable para tener una visión global de todas las comunidades presentes y la interrelación entre los distintos compartimentos del ecosistema.

Por otro lado, en lo que respecta al sistema planctónico, se ha mencionado que la disponibilidad de información está limitada a la zona costera de la Bahía de Málaga, abarcando profundidades entre 25 m y 500 m. Es manifiesta por tanto, la escasez de información respecto al resto de la franja costera de Alborán, así como en zonas de mar abierto. Por tanto, existen unas lagunas importantes de información de zonas muy relevantes como la zona del afloramiento costero en el NO de la Demarcación y los giros anticiclónicos que ocupan la mayor parte de la cuenca del Mar de Alborán.



## **2.5 Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones**

Como ya ha mencionado previamente, este descriptor es uno de los tres que se ocupa de la biodiversidad marina, pero también uno de los más difíciles de implementar. Se trata de un descriptor muy complejo ya que se ocupa de los aspectos funcionales de las interacciones entre todas las especies de un ecosistema, además de las tasas de transferencia de energía dentro del sistema, y la productividad de componentes clave. Es por ello complejo definir unas métricas que describan correctamente el estado de la cadena trófica. A lo largo del documento se ha puesto de manifiesto que los indicadores propuestos en la Directiva son insuficientes para evaluar la estructura y funcionamiento de las conexiones tróficas por su incapacidad de capturar la complejidad y dinámica del sistema. Es necesario por tanto desarrollar nuevos indicadores que integren el conjunto de las conexiones tróficas y los flujos de energía de manera más explícita para definir de manera más coherente el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas. La existencia de una gran variedad de indicadores ya desarrollados por diferentes investigadores en publicaciones científicas debe ser analizada y contrastada para su posible utilización en próximas evaluaciones.

## **3 DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL**

### **3.1 Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones**

A la vista de los resultados obtenidos y de la evolución temporal del indicador 4.2.1 “Proporción de peces grandes” en las últimas dos décadas, donde la proporción de peces grandes es más dependiente de la biomasa de los peces pequeños que de la biomasa de los grandes, no se estima oportuno dar una definición de Buen Estado Ambiental en función de dicho indicador. El aumento de la biomasa de los peces pequeños en un momento determinado y por causas ajenas al impacto antropogénico (mas relacionadas con cambios ambientales) podría provocar la caída del indicador por debajo de un umbral preestablecido. Esta disminución del indicador no implica necesariamente que las redes tróficas se encuentren en mal estado ambiental. Según los resultados obtenidos se considera que este indicador no solo no es un buen indicador del estado de las redes tróficas sino que tampoco es un buen indicador de la proporción de peces grandes para nuestra zona.

En cuanto al indicador 4.3.1 “Tendencias en la abundancia de grupos funcionales”, la evaluación realizada en el presente informe es meramente informativa observándose las tendencias temporales de algunos grupos funcionales. Al no existir ningún indicador robusto (ni métricas asociadas) respecto a estas tendencias es difícil establecer una definición de Buen Estado Ambiental de un modo cuantitativo. Además, las grandes variaciones interanuales observadas debidas fundamentalmente a cambios ambientales dificulta el establecimiento de un nivel de referencia. No obstante pueden ser utilizadas en el futuro



para detectar posibles modificaciones de estas tendencias o grandes desequilibrios de estos grupos. Como ya se ha mencionado en repetidas ocasiones a lo largo del documento, se necesita ahondar y profundizar más en el desarrollo de nuevos indicadores de redes tróficas.

### **3.2 Definición del Buen Estado Ambiental para el D4**

- Se mantiene la productividad (criterio 4.1) y la abundancia de los grupos tróficos principales (criterio 4.3) de modo que se garantiza la perpetuidad de las cadenas tróficas, y de las relaciones predador-presa existentes. Los procesos naturales de control *bottom-up* y *top-down* funcionan eficientemente regulando la transferencia de energía de las comunidades marinas.
- Las poblaciones de las especies seleccionadas como predadores en la cima de la cadena trófica (criterio 4.2) se mantienen en unos valores que garanticen su mantenimiento en el ecosistema y de las relaciones predador-presa existentes.
- La eutrofización, la extracción selectiva, u otros efectos derivados de las actividades humanas, ocurren a unos niveles que no ponen en riesgo el mantenimiento de las relaciones tróficas existentes.



## 4 REFERENCIAS

- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X. and Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670:317-333.
- Bertrand J.A., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A. 2002a. The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.*, 66(Suppl. 2): 9-17.
- Bertrand J.A., Leonori I., Première P.-Y, Cosimi G. 2002b. Depth trajectory and performance of a trawl used for an international bottom trawl survey in the Mediterranean. *Sci. Mar.*, 66(Suppl. 2): 169-182.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., and Zwanenburg, K. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 558–571.
- Birk, S., Strackbein, J. & Hering, D., 2010. WISER methods database. Version: May 2010. Available at <http://www.wiser.eu/programme>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Bruce S., Courrat A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31-41.
- Blanchard, J. L., Dulvy, N. K., Jennings, S., Ellis, J. R., Pinnegar, J. K., Tidd, A. and Kell, L. T. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science*, 62: 405–411.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J.-C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A. and Kornilovs, G. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106: 197-202.
- Cury, P.M., Shannon, L.J., Roux, J.-P., Daskalov, G.M., Jarre, A., Moloney, C.L., Pauly, D. 2005. Trophodynamics indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62: 430-442
- Dremlère P.-Y., Fiorentini L., Cosimi G., Leonori I., Sala A., Spagnolo A. 1999. Escapement from the main body of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquat. Living. Resor.*, 12(3): 207-217.



- Fiorentini L., Dreemière P.-Y., Leonori I., Sala A., Palumbo V. 1999. Efficiency of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquat. Living Resour.*, 12(3): 187-205.
- Fisher, J., Frank, K.T., Leggett, W.C. 2010. Global variation in marine fish body size and its role in biodiversity–ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 405: 1-13.
- Gaston, K. J., and T. M. Blackburn. 2000. Pattern and process in macroecology. Blackwell Scientific, Oxford.
- Greenstreet, S. P. R. and Rogers, S. I. 2006. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 573–593.
- Greenstreet, S., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science* 68: 1-11
- Hidalgo, M., Rouyer, T., Molinero, J.C., Massutí, E., Moranta, J., Guijarro, B., Chr. Stenseth, N. 2011. Synergistic effects of fishing-induced demographic changes and climate variation on fish population dynamics. *Marine Ecology Progress Series* 426: 1-12
- Hilborn R., Walters C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman & Hall, 579 pp.
- Jennings, S. J., Greenstreet, S. P. R., Hill, L., Piet, G. J., Pinnegar, J. K., and Warr, K. J. 2002. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology*, 141: 1085–1097.
- Kerr, S. R., and Dickie, L. M. 2001. The biomass spectrum: a predator prey theory of aquatic production. New York: Columbia University Press.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres, F. 1998. Fishing down marine foodwebs. *Science*, 279: 860–863.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist* 100: 33–46.
- Piet, G. J., and Jennings, S. J. 2005. Response of fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 214–225.
- Piha, H. and Zampoukas, N. 2010. Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. Working Document European Commission Joint Research Centre, 1-35 pp



- Rochet, M.-J. and Trenkel, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 60: 86-99
- Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos* 65: 514–527.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sánchez, F., Olaso, I. 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological modelling* 172: 151-174
- Shephard, S., Reid, D.G., Greenstreet, S. 2011. Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 68 (9): 1963-1972
- Shin YJ, Rochet MJ, Jennings S, Field JG, Gislason, H (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62:384-396
- Tsagarakis, K., Machias, A., Giannoulaki, M., Somarakis, S. and 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.



## 5 ANEXO. Campaña MEDITS

En 1993, la Comisión Europea (UE) convocó a sus miembros del Mediterráneo (Francia, Grecia, Italia y España) para organizar un proyecto de estudio común de campañas de prospección demersal que cubriera toda la plataforma continental y la parte superior del talud que rodean estos países. En el año 1994 en la convocatoria de estudios se aprobó la puesta en marcha del proyecto MEDITS con la primera campaña estandarizada en los cuatro países. Poco después, en el año 1996, gracias a la fuerte cooperación de los países ribereños del Mar Adriático, con el programa de la UE, se cubrió casi todo el Mar Adriático con la participación de Croacia, Eslovenia y Albania. Durante la primavera del año 1999 se unió al experimento Marruecos y en el año 2001 Malta y Eslovenia. En 2004 Malta y Chipre.

### Estratificación

Las campañas rutinarias de prospección pesquera, con arte de arrastre de fondo, realizadas anualmente en primavera entre los años 1994 y el presente en las aguas del Mar Mediterráneo español. El equipo español utiliza el barco oceanográfico “Cornide de Saavedra” (<http://www.ieo.es>) de gran autonomía y equipado con los instrumentos de navegación y pesca necesarios para realizar los aproximadamente 35 días de campaña anual.



Por áreas: Mar de Alborán y Golfo de Vera (Sub-área Geográfica GSA01 de la CGPM<sup>1</sup>) y de la Isla de Alborán (Sub-área Geográfica GSA02 de la CGPM); Golfo de Alicante, Golfo de Valencia y Delta del Ebro hasta la frontera con Francia (Sub-área Geográfica GSA06 de la CGPM); y las Islas Baleares (Sub-área Geográfica GSA05 de la CGPM) (Fig. 1). En estas campañas se prospeccionan los fondos de arrastre de la plataforma y talud, entre los 30 y 800 m de profundidad (~57916 km<sup>2</sup>) siguiendo un protocolo común para todo el Mediterráneo de la (Bertrand *et al.*, 2002a, <http://www.sibm.it/MEDITS%202011/principaleprogramme.htm>), y basado en una estrategia de muestreo aleatorio estratificado (Hilborn & Walters, 1992). Para los trabajos de muestreo se consideran cinco estratos de profundidad: A (30-50 m), B (51-100 m), C (101-200 m) D (201-500 m) y E (501-800 m). La duración de los lances se fijó en 30 minutos en profundidades menores de 200 m y de 60 minutos en mayores fondos.

---

<sup>1</sup> Comisión General de Pesca para el Mediterráneo (CGPM; [www.gfcm.org](http://www.gfcm.org))

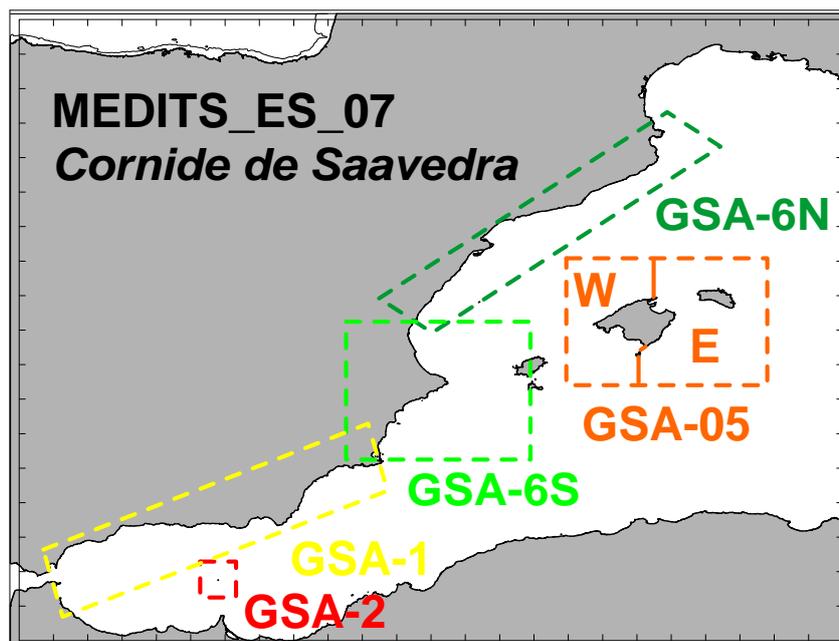


Figura 1. Área cubierta por el programa MEDITS

## Muestreador

El muestreador es un aparato experimental de arrastre de fondo denominado GOC-73, diseñado y construido especialmente para el proyecto MEDITS. Básicamente se compone de un cuerpo de red de nylon en forma de embudo, de 58.6 m de burlón, 47.5 m de relinga de flotadores y 20 mm de luz de malla en el copo. Las malletas tienen un diámetro de 25 mm compuestas de polietileno y cable de acero. Se trabaja con 100 o 200 m de longitud, en función de la profundidad del lance ( $\leq 200$  m y  $>200$  m, respectivamente). Las puertas son del tipo Morgère WHS8, de 2.5 m<sup>2</sup> de superficie y 350 Kg.



El muestreador es por tanto una red de gran abertura vertical (368 KW –4.5 tons-) modificada para poder trabajar con barcos diferentes a una velocidad de 3.0 nudos. La abertura horizontal y vertical sobre el fondo se ha estimado en 16 y 2.7-3.2 m, respectivamente (Fiorentini et al. (1999), Dremière et al. (1999) y Bertrand et al. (2002b). Todos los muestreos son diurnos, de 30 ó 60 minutos de duración efectiva (desde que la red



llega al fondo hasta el inicio de la virada) según la profundidad ( $\leq 100$ , 101-200 y  $> 200$  m, respectivamente). En algunos lances costeros se acorta el tiempo a 20 minutos por la gran cantidad de biomasa de esos fondos (Massutí and Reñones, 2005), lo que hace que disminuya la eficacia de captura de la red a medida que se prolonga la pesca. Durante todos los lances el muestreador va equipado con sensores de red para obtener información de la profundidad, abertura vertical y horizontal y otro de temperatura CTD (Seabird 37) A veces se utiliza un sensor de geometría de red y ocasiones un recolector de sedimentos.

### **Especies objetivo**

Para un primer acercamiento al conocimiento de las especies demersales que eran objeto de la pesquería mediterránea, se elaboró una lista con las interesantes para los cuatro países (Tabla I). En esta lista se incluyeron peces, crustáceos y moluscos que estaban siendo explotados por las flotas de arrastre comunitarias y que por tanto tenían un interés especial como indicadores biológicos en las diferentes áreas. Se seleccionaron treinta y seis especies. Se tomó información detallada relacionada con: el número total de ejemplares, el peso total, la distribución de frecuencias de tallas, y el sexo (incluyendo los estados de madurez). Para el resto de especies capturadas se tomó el número de ejemplares y su peso por pesca y en el caso español se tomó las frecuencias de tallas para todos los peces y crustáceos, así como de la mayoría de los cefalópodos. Durante cada campaña anual se identifica una media de 150 especies.

Por la parte española, el IEO ha introducido la base de datos en otra más general llamada SIRENO. El IEO es el responsable nacional de la base de datos de prospecciones directas en aguas españolas.



Tabla I. Listado faunístico de las especies de referencia en el proyecto MEDITS.

Especies	Cod. MEDITS	Nombre vulgar	
		Español	Inglés
<i>Aspitrigla cuculus</i>	ASPI CUC	Arete	Red gumard
<i>Citharus linguatula</i>	CITH MAC	Solleta	Spotted flounder
<i>Eutrigla gurnardus</i>	EUTR GUR	Rubio, Borracho	Grey gumard
<i>Galeus melastomus</i>	GALU MEL	Bocanegra	Blackmouth catshark
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	HELI DAC	Gallineta	Rockfish
<i>Lepidorhombus boschii</i>	LEPM BOS	Gallo	Four-spotted megrim
<i>Lophius budegassa</i>	LOPH BUD	Rape	Black-bellied angler
<i>Lophius piscatorius</i>	LOPH PIS	Rape	Angler
<i>Merluccius merluccius</i>	MERL MER	Merluza	European hake
<i>Micromesistius poutassou</i>	MICM POU	Bacaladilla	Blue whiting
<i>Mullus barbatus</i>	MULL BAR	Salmonete de fango	Red mullet
<i>Mullus surmuletus</i>	MULL SUR	Salmonete de roca	Striped red mullet
<i>Pagellus acarne</i>	PAGE ACA	Besugo, Aligote	Axillary seabream
<i>Pagellus bogaraveo</i>	PAGE BOG	Besugo, Voraz	Blackspot seabream
<i>Pagellus erythrinus</i>	PAGE ERY	Breca	Common pandora
<i>Phycis blennoides</i>	PHYI BLE	Brótola	Greater forkbeard
<i>Raja clavata</i>	RAJA CLA	Raya de clavos	Thornback ray
<i>Scyliorhinus canicula</i>	SCYO CAN	Pintarroja	Smallspotted catshark
<i>Solea vulgaris</i>	SOLE VUL	Lenguado	Common sole
<i>Spicara flexuosa</i>	SPIC FLE	Picarel	Picarel
<i>Spicara smaris</i>	SPIC SMA	Picarel	Picarel
<i>Trachurus mediterraneus</i>	TRAC MED	Jurel mediterráneo	Mediterranean horse mackerel
<i>Trachurus trachurus</i>	TRAC TRA	Jurel	Atlantic horse mackerel
<i>Trisopterus minutus capelanus</i>	TRIS CAP	Capelán	Poor-cod
<i>Zeus faber</i>	ZEUS FAB	San Pedro, Gallo	John dory
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	ARIS FOL	Moruno	Giant red shrimp
<i>Aristeus antennatus</i>	ARIT ANT	Gamba roja, Alistao	Blue and red shrimp
<i>Nephrops norvegicus</i>	NEPR NOR	Cigala	Norway lobster
<i>Parapenaeus longirostris</i>	PAPE LON	Gamba blanca	Deep-water pink shrimp