

ESTRATEGIA MARINA

DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO-BALEAR

PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD

EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL

Madrid, 2012

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA 1914

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

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

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía
- Juan Manuel Ruiz
- Enric Massutí
- Francesc Ordines
- Antoni Quetglas
- Joan Moranta
- Aranzazu Ramos
- Elena Barcala
- Ignacio Franco
- Luis Gil de Sola
- José Enrique García
- David Macías
- Santiago Lens
- Salud Deudero
- Mayte Vázquez
- Juan Bellas
- Julio Mas

Universidad de Alicante
- Francisca Giménez
- Francisco Gomaríz
- Jose Antonio de la Ossa
- Yoana del Pilar-Ruso
- Alfonso Ramos
- José Luis Sánchez

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:
- Diego Garrido
- Juan Carlos Rodríguez
- José Manuel González-Irusta
- José Enrique García
- Maria Teresa Farriols
- Víctor Díaz

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO)

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

DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD

Índice

1. DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD 6

1.1. Introducción al descriptor 6
1.1.1. Interpretación del descriptor 6
1.1.2. Criterios e indicadores aplicables 7
1.1.3. Ámbito y limitaciones 9
1.1.4. Escala espacial y temporal 13
1.1.5. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental 15
1.1.6. Principales presiones e impactos 16

1.2. Fuentes de información y programas de seguimiento 24

1.3. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor 1 27

2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL 30

2.1. Conceptos clave 30

2.2. Elementos de evaluación 32
2.2.1. Nivel de especies 32
2.2.2. Nivel de hábitat 41

2.3. Fundamentos metodológicos de los criterios e indicadores aplicables 51
2.3.1. Nivel de especies 51
2.3.2. Nivel de hábitat 61
2.3.3. Nivel de ecosistema 102

2.4. Determinación de los niveles de referencia 107
2.4.1. Nivel de especies (grupos funcionales) 107
2.4.2. Nivel de hábitat 108

2.5. Evaluación del estado ambiental actual. Principales presiones e impactos 123
2.5.1. Nivel de especies 123
2.5.2. Nivel de hábitat 246
2.5.3. Nivel de ecosistema 360

2.6. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento 371
2.6.1. Nivel de especies 371
2.6.2. Nivel de hábitat 371

3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL 386

3.1. Nivel de especies 387
3.1.1. Peces, elasmobranquios demersales, e invertebrados móviles (crustáceos y cefalópodos) 387
3.1.2. Reptiles 387

3.1.3. Aves marinas 388
3.1.4. Mamíferos marinos 388
3.2. Nivel de hábitat 388
3.2.1. Hábitats costeros 388
3.3. Nivel de ecosistema 393
4. REFERENCIAS 394

ANEXOS

ANEXO I. Glosario.

ANEXO II. Criterio 1.1. Distribución de las especies. Mapas de distribución de las especies más significativas de los ecotipos Peces y Elasmobranquios.

ANEXO III. Criterio 1.2. Tamaño de la población. Soporte gráfico para indicador 1.2.1 (expresado en términos de biomasa relativa) para especies características de los ecotipos Peces y Elasmobranquios demersales.

ANEXO IV. Fichas de hábitats.

1. DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD

1.1. Introducción al descriptor

El descriptor 1 de la Ley 41/2010 de protección del medio marino, trasposición a la ley española de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM: 2008/56/CE) dice textualmente "*Se **mantiene** la **biodiversidad**. La calidad y la frecuencia de los hábitats y la distribución y abundancia de las especies están en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas*".

Según el Convenio sobre la Diversidad Biológica (UNCED, 1992), ésta se define como: "La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre especies y de los ecosistemas".

1.1.1. Interpretación del descriptor

El descriptor 1 de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina dice textualmente "Se mantiene la biodiversidad. La calidad y la frecuencia de los hábitats y la distribución y abundancia de las especies están en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas".

Según el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992), la diversidad biológica se define como: "La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos, y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre especies y de ecosistemas". La complejidad intrínseca de este descriptor es obvia y es imposible realizar una evaluación sobre cada componente del ecosistema. Esto obliga a adoptar aproximaciones lo más pragmáticas posibles y a definir un determinado número limitado y representativo de componentes dentro de los diferentes niveles de organización del ecosistema. Estos componentes o atributos clave del ecosistema son hábitats y especies de especial relevancia para la conservación (especies/hábitats vulnerables, amenazados, raros o en peligro de extinción) o para el funcionamiento del ecosistema (especies/hábitats dominantes, bioconstructores o clave desde el punto de vista trófico).

La amplitud de los elementos y conceptos que abarca este descriptor se analiza detalladamente en el documento realizado por el Grupo de Trabajo constituido *ad hoc*, organizado por el JRC y el ICES (Cochrane *et al.,* 2010). En este trabajo se definen e interpretan una serie de conceptos y términos relacionados con el Descriptor 1 y cómo enfocar su evaluación, y serán los criterios que aquí seguiremos. Con vistas a la aplicación del concepto Evaluación inicial en este descriptor, tan solo apuntar que se entiende por “se mantiene la biodiversidad”:

a) No se producen más pérdidas de diversidad dentro de cada especie (diversidad genética intra-específica), entre especies y de los hábitats/comunidades y los ecosistemas a escalas ecológicamente relevantes.

b) Deberá plantearse la restauración de los atributos de la diversidad biológica evaluados que están por debajo de unos niveles objetivo definidos para el BEA, (p.ej. mediante un programa de medidas) para alcanzar un estado mejorado, más próximo a dichos niveles, hasta donde las condiciones intrínsecas lo permitan.

c) Cuando el uso del medio marino es sostenible, es decir, el nivel de impactos medible no compromete las dos condiciones anteriores.

Las pérdidas o cambios en los componentes de la biodiversidad evaluados son referidas a las que se producen por la presión de la actividad humana, de forma que la identificación y cuantificación de estas presiones y sus efectos directos e indirectos en las especies y hábitats será una pieza clave para la evaluación de este descriptor.

1.1.2. Criterios e indicadores aplicables

Dado que los distintos componentes de la biodiversidad (genes, individuos, poblaciones, comunidades, biocenosis, ecosistemas) son escalas muy diferentes que tienen propiedades propias y que pueden responder de distinta forma y velocidad a las presiones, es necesario abordar la evaluación de cada nivel independientemente. Por ello en la Decisión de la Comisión (2010/477/UE), con el ánimo de elaborar unos enfoques coherentes entre los distintos estados, se establecen una serie de criterios y normas metodológicas aplicables a la evaluación del buen estado ambiental de las aguas marinas. En la resolución se establece además que estos criterios deberán aplicarse para evaluar el grado de consecución del buen estado ambiental (BEA). Los criterios van acompañados de una lista de indicadores que les darán operatividad y permitirán la coordinación entre los países dentro de las distintas regiones y el logro de nuevos avances. Muchos de estos criterios e indicadores son comunes a los ya empleados en Directivas y Convenios Internacionales anteriores y sus progresos y contenidos deben ser tenidos en cuenta en este documento de evaluación inicial.

En el caso del Descriptor 1 la Ley 41/2010, de protección del medio marino, contempla los siguientes niveles dentro de la diversidad:

a) Nivel de especie:

La evaluación a nivel de especie es conveniente cuando, por diversas razones, existe un amplio conocimiento histórico de sus poblaciones respecto al que existe para otros niveles del ecosistema. Esta situación es típica de especies grandes y/o móviles, que en muchos casos no están relacionadas con un solo hábitat, en contraposición con especies del plancton o del bentos que tradicionalmente se han estudiado colectivamente al nivel de comunidad. También existe mucha información a nivel de especie en el caso de taxones relacionados con la explotación pesquera; si bien el análisis basado en especies individuales no ha producido siempre los resultados deseados para la gestión pesquera, puede aportar información útil para evaluar el estado de los ecosistemas explotados. El análisis de determinadas especies puede ser también útil cuando aporta información respecto al estado y funcionamiento del ecosistema, hábitat o comunidad ya que ejercen una influencia relevante en estos niveles (p.ej. predadores). Por supuesto, la evaluación a nivel de especie puede ser más práctica y eficiente cuando se trata de cumplir con los requerimientos de convenciones, directivas y políticas nacionales e internacionales (p.ej. listas de especies vulnerables, amenazadas y en peligro de extinción). Los criterios de evaluación del Descriptor 1 a nivel de especie son los siguientes:

Criterio 1.1: Distribución de las especies

Indicador: 1.1.1: Área de distribución

Indicador: 1.1.2: Patrón de distribución dentro de aquella, cuando proceda

Criterio 1.2: Tamaño de la población

Indicador 1.2.1: Abundancia y/o biomasa de la población, según el caso

Criterio: 1.3 Estado de la población

Indicador: 1.3.1 Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas

b) Nivel de hábitat/comunidad

Los hábitats y sus comunidades asociadas son unidades más o menos identificables, más manejables respecto a la compleja variedad de especies que las componen, que permiten una forma práctica y bien establecida de evaluar la diversidad biológica y su relación con el medio. Los atributos a nivel de hábitat y/o comunidad se encuentran íntimamente relacionados con la calidad abiótica del hábitat y, por tanto, a efectos de los propósitos de esta Ley la determinación del estado de estos atributos será una aproximación de la diversidad. Por otro lado, muchas presiones actúan directa o indirectamente sobre las propiedades abióticas del hábitat más que directamente sobre las especies que lo componen, excepto en aquellos casos en los que unas pocas especies bioconstructoras representan el soporte físico de la comunidad. El análisis del nivel hábitat es un requerimiento de la Ley 41/2010, de protección del medio marino, y permite analizar la diversidad biológica con una perspectiva más holística, facilitando no solo la comprensión del conjunto de especies que habitan los diferentes hábitats, sino también la gestión de un componente estructural de la biodiversidad. Según el documento elaborado por Cochrane *et al.* (2010) deberían tenerse en cuenta las siguientes clases de criterios/indicadores para evaluar el descriptor a nivel de hábitat/comunidad:

Criterio 1.4: Distribución de los hábitats

Indicador 1.4.1: Área de distribución

Indicador 1.4.2: Patrón de distribución

Criterio 1.5: Extensión de los hábitats

Indicador 1.5.1: Zona del hábitat

Indicador 1.5.2: Volumen del hábitat cuando sea pertinente (p.ej. pelágicos)

Criterio 1.6: Estado de los hábitats

Indicador 1.6.1: Estado de las especies y comunidades típicas

Indicador 1.6.2: Abundancia relativa y/o biomasa relativa, cuando proceda

Indicador 1.6.3: Condiciones físicas, hidrológicas y químicas

c) Nivel de paisaje

En el caso de ciertos paisajes marinos característicos de la demarcación como las lagunas costeras, su evaluación ha sido abordada a nivel de hábitat y no de paisaje, siguiendo el criterio de la Directiva Hábitats (92/43/CEE).

d) Nivel de ecosistema

Criterio 1.7: Estructura de los ecosistemas

Se refiere a la estructura de los ecosistemas, atendiendo a su composición y las proporciones relativas de sus componentes (hábitats y especies). El término ecosistema es muy amplio, y dependiendo de la escala puede ser equivalente al de "hábitat" en alguna de sus definiciones. Por tanto se ha incluido en este nivel los análisis que trascienden la población, la comunidad y el hábitat, y se ha mantenido en el nivel de "hábitat" aquellos análisis que no trascienden dicho nivel aunque sí sean interespecíficos, como por ejemplo el porcentaje de grupos funcionales dentro de un hábitat. Los indicadores que contempla la Ley 41/2010, de protección del medio marino, dentro de este criterio son:

Indicador1.7.1: Talla máxima media.

Indicador 1.7.1: Estado de Conservación de los Peces (CSF)

1.1.3. Ámbito y limitaciones

El ámbito de aplicación es la demarcación marina Levantino-Balear, que según la Ley 41/2010 de protección del medio marino es aquella en la que España ejerce soberanía o jurisdicción entre una línea imaginaria con orientación 128º respecto al meridiano que pasa por el cabo de Gata, y el límite de las aguas jurisdiccionales entre España y Francia en el Golfo de León *(Figura 1)*. Esta área marina tiene una extensión de 231.294 km^2 y comprende las zonas costeras de 5 Comunidades Autónomas hasta fondos de la llanura abisal de 2000 m de profundidad. El 11 % corresponde a la plataforma continental, el 20 % al talud y el 69 % restante a llanura abisal.



***Figura 1*. Extensión de la demarcación Levantino-Balear.**

Ya se ha comentado que la principal limitación de la aplicación de este descriptor es su complejidad intrínseca dada la elevada cantidad de especies y hábitats que lo componen, cada uno con sus procesos y escalas espacio-temporales, difíciles de delimitar y poco o nada conocidas en la mayoría de ellos. El alcance de la Ley incluye angiospermas, principalmente representadas por *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, comunidades de macroalgas bentónicas, invertebrados, fitoplancton, zooplancton, peces, mamíferos, reptiles y aves, así como también

microorganismos, cefalópodos pelágicos y el rango de hábitats que se encuentren dentro de la jurisdicción de la demarcación.

La segunda limitación importante es la muy desigual y heterogénea información disponible entre y dentro de cada componente del descriptor (tanto a nivel de especie como de hábitat y comunidad), así como entre áreas y estratos batimétricos. Hay regiones enteras de la demarcación en las que todavía no existe una cartografía bionómica (p.ej. Cataluña). Apenas existen planes de seguimiento continuos en el tiempo y en el espacio de los fondos marinos, de la estructura, composición y funcionamiento de sus poblaciones, comunidades, hábitats y ecosistemas.

Como se ha mencionado, la evaluación exigida por la Ley41/2010 requiere cruzar en SIG la información sobre los diferentes criterios e indicadores de cada componente (especie, grupo funcional, hábitat,…) con las presiones antrópicas, lo cual solo es posible en algunos pocos casos concretos. La Directiva Hábitats (92/43/CEE) debe haber definido las zonas con un estado de conservación desfavorable causado por la presión de la actividad humana sobre los hábitats prioritarios, pero esta información solo está disponible para muy pocas regiones de la demarcación. La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) ha realizado un pormenorizado análisis de presiones en las masas de agua costera, pero esta información no ha estado disponible para este informe, además de que sólo cubre una pequeña parte de la demarcación y no incluye presiones importantes necesarias para la evaluación de las Estrategias Marinas, como las asociadas al impacto de la pesca de arrastre. No obstante, dado que el EQR de la masa de agua obtenido a partir de la valoración de los indicadores biológicos (infauna, macroalgas y angiospermas) está correlacionado con el nivel de presión de la masa de agua, ha sido empleado aquí como una aproximación de presión. Para esta evaluación se han utilizado todo tipo de fuentes de información de presiones disponibles por las administraciones públicas estatales, recopiladas por el CEDEX para elaborar una serie de capas de presiones con las que se ha cruzado la información espacial de hábitats y especies. La idoneidad de utilizar una determinada fuente de información de presiones se ha determinado en cada caso, según la calidad de la información contenida, la región, la especie/hábitat o su correspondencia con la situación real actual.

La franja costera es donde se concentra un mayor número de programas de seguimiento debido, entre otros aspectos, a que son el ámbito de implementación de Directivas anteriores vigentes (Directiva Hábitats y Directiva Marco del Agua), al mayor acceso para el estudio científico y técnico mediante todo tipo de métodos directos (buceo) o indirectos (acústica, vídeo, satélite..), al seguimiento de determinados tipos de hábitats de máximo interés pesquero, científico o de conservación (p.ej. redes de seguimiento de praderas de *P. oceanica* o poblaciones de corales en coralígeno) y la protección de áreas marinas, ya sea con reservas marinas o con arrecifes artificiales. En esta zona costera coinciden numerosos proyectos de cartografía de hábitats, muy reclamados por las administraciones para planificación y gestión de las actividades humanas, altamente concentradas en esta zona y, por tanto, con un elevado grado de conflicto entre la explotación y la conservación. Aún así, si bien toda esta información cubre un área importante entre los 0 y 50 m, no es homogénea ni continua ni en el espacio ni en el tiempo, ni es homogénea en metodología, precisión y resolución, y se circunscribe a un número muy limitado de hábitats y comunidades, lo que dificulta enormemente su empleo en una evaluación global de la biodiversidad.

A medida que nos alejamos de esta franja costera la información disponible es mucho menor debido a la menor confluencia y densidad de usos y la menor accesibilidad a profundidades cada

vez mayores. En estas zonas más alejadas de costa y/o profundas de la demarcación la información sobre habitat se limita a zonas concretas de alto interés de conservación como Cabo de Creus (Sardà *et al.,* 2012), las inmediaciones del archipiélago de Cabrera (Oceana, 2011) o el canal de Menorca (Barberà *et al.,* 2012). Por otro lado las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo que desarrolla el IEO en los fondos circalitorales y batiales (30-800 m de profundidad) sedimentarios tanto en la Península Ibérica como en las Islas Baleares, son el único programa que aporta información espacio-temporal continuada (desde 1994) de este tipo de hábitat. El proyecto EUSeaMap (http://jncc.defra.gov.uk/) es el único que aporta información espacial de hábitats bentónicos en zonas profundas.

Por lo tanto hay numerosas lagunas de información sobre la evolución espacio-temporal de los componentes de la biodiversidad y las presiones asociadas cuya identificación deben ser una prioridad para acometer una evaluación global de la demarcación y su seguimiento posterior. Algunas de las principales lagunas de información son:

1. Heterogeneidad y dispersión de la información para la mayoría de especies y hábitats.

2. En el caso de los hábitats y especies bentónicos, la información se encuentra concentrada en muy pocas comunidades, hábitats y especies. Muchas especies y comunidades de muy alto interés de conservación y seguimiento (dentro incluso de normativas y listas internacionales) carecen de programas de seguimiento específicos que permitan evaluar su estado, incluso en la zona costera.

3. En otros casos más que laguna existe duplicidad de la información disponible incluso para un mismo descriptor de un mismo hábitat o especie. La duplicidad (y a veces triplicidad) de la información cartográfica de una determinada región ha complicado enormemente el progreso de la evaluación en la demarcación ya que la ausencia de información complementaria y metadatos crea una enorme confusión sobre la precisión y fiabilidad de los datos disponibles. En este sentido, la laguna consiste en realizar un trabajo de coordinación, compilación, análisis y estandarización de las diversas fuentes con vistas a su unificación para hacer viable su empleo en la evaluación requerida por las Estrategias Marinas.

4. La información cartográfica de hábitats bentónicos en zonas profundas, a partir de los 50 m de profundidad, es muy poco precisa y fiable.

5. La biodiversidad genética dentro de las especies/poblaciones que afecta a todos los grupos funcionales en general, puesto que los estudios al respecto son muy puntuales.

6. Para peces demersales tratados en el grupo funcional de peces con rango de distribución batimétrica superior a 700 m y a menos de 50 m la información resulta demasiado inconexa tanto espacial como temporalmente para poder realizar una evaluación eficaz; y lo mismo ocurre con los grupos funcionales de invertebrados pelágicos y bentónicos en los que las evaluaciones se basarán en las de los hábitats característicos de las especies cuando estas estén asociadas a un hábitat en concreto.

De acuerdo con lo anterior, el ámbito batimétrico de la evaluación en la demarcación es desde el dominio mediolitoral superior hasta el batial. Se dispone de poca información a profundidades superiores a los 1000 m, por tanto la evaluación se ha realizado sólo hasta el talud superior, lo que representa sólo una parte del área marina total de la demarcación. Dada la complejidad y la variación subregional de la diversidad biológica y la información relacionada, no es posible por ahora proporcionar una evaluación global de la biodiversidad y todos sus componentes; en la

situación actual tampoco se puede proponer un conjunto definitivo de indicadores que abarquen todos los aspectos de la biodiversidad. Por otra parte la agregación de estos conjuntos en evaluaciones más amplias probablemente enmascararía la variación significativa en las características ecológicas e impediría la identificación de los principales impactos y/o lugares que necesitan medidas correctoras. Más aún, a menudo, estos procesos de agregación no tienen bases científicamente sólidas. Por lo tanto son necesarios ulteriores estudios a escala subregional para determinar el conjunto de indicadores adecuados que proporcionen una información comprensiva del estado de los grupos funcionales/hábitats. Por tanto, como aproximación inicial y provisional (a la espera de completar al menos parte de las lagunas mencionadas), la evaluación se ha realizado sobre determinados componentes de los que se dispone mayor densidad de información y que podemos considerar como representativos o sustitutos del estado del ecosistema, como por ejemplo las praderas de *Posidonia oceanica* o el grupo funcional de los peces demersales y los indicadores talla media máxima y estado de conservación de los peces.

Es importante remarcar que el Descriptor 1 a nivel de especie y de ecosistema, en aquellos indicadores donde se trabaja con el grupo funcional de peces demersales, las Islas Baleares y el Levante de la Península Ibérica han sido tratados como zonas separadas. La razón de esta separación se debe en primer lugar a que la serie histórica de campañas en la costa peninsular (desde 1994) es más larga que en las Islas (desde 2001) y, en segundo lugar, que las Islas Baleares presentan una serie de características propias suficientemente importantes como para poder ser consideradas un área independiente, en términos de gestión y evaluación, entre las que destacan (Quetglas *et al.*, 2012):

1. La clara separación entre el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares por profundidades de entre 800 y 2000 m, que puede actuar de barrera natural al intercambio de estadios adultos de las especies demersales de ambas zonas.

2. La diferente estructura y composición de los fondos de arrastre y las comunidades bentónicas, debida a diferentes características físicas relacionadas con la geografía entre las dos zonas, como pueden ser la falta de aportes terrígenos de ríos y cañones submarinos en las Islas Baleares respecto al Levante de la Península Ibérica.

3. La importante diferencia entre las comunidades faunísticas explotadas en las dos zonas, derivadas de las diferencias físicas anteriormente mencionadas.

4. La baja interacción entre la flota pesquera demersal de las dos zonas.

5. La menor presión pesquera en las Islas Baleares respecto al Levante de la Península Ibérica, llegando a ser de un orden de magnitud inferior en el caso de la pesquería de arrastre.

6. El mejor estado de conservación en que se encuentran las especies y ecosistemas demersales de las Islas Baleares, respecto a los del Levante de la Península Ibérica, debido a la menor explotación en las Islas Baleares. Este hecho se ve reflejado en la estructura de la población de las principales especies comerciales (las poblaciones de las Islas Baleares muestran tallas modales superiores y menores porcentajes de individuos de tallas pequeñas) y en la mayor abundancia y biodiversidad de elasmobranquios (Massutí y Moranta, 2003).

Por todo ello, y considerando que los indicadores a nivel de especie y ecosistema se basan en gran medida en variables afectadas por estas consideraciones (p.ej. talla, abundancia y biomasa), las

poblaciones de las Islas Baleares han sido tratadas como una unidad independiente dentro de la Demarcación Levantino-Balear.

En el caso del Descriptor 1 a nivel de hábitat, en cambio, se ha dado una visión conjunta de la demarcación, puesto que los indicadores para este descriptor se han basado en especies estructurantes cuyos umbrales son los que discriminan la presencia o no de hábitats en ambas zonas.

En el caso de los reptiles marinos el principal problema es la falta de información. De los criterios propuestos por la Directiva sólo se ha podido aplicar para el grupo funcional reptiles el rango de distribución y el patrón dentro del rango de distribución, atendiendo a la distribución de las capturas accidentales dentro de la demarcación. La evaluación del resto de grupoa funcionales no ha podido realizarse debido a la escasez de información. Se han identificado importantes lagunas de información debido a la falta de programas de seguimiento y evaluación de estas poblaciones.

El ámbito geográfico de aplicación de la Directiva para las especies de reptiles marinos (demarcaciones) no se ajusta a la distribución geográfica de las poblaciones de reptiles marinos ya que son especies altamente migratorias que se desplazan grandes distancias, tanto en aguas de jurisdicción española como por aguas bajo la jurisdicción de otros países y aguas internacionales. Además la identificación de presiones e impactos en una determinada región (no necesariamente dentro del ámbito geográfico contemplado en la Directiva) es importante ya que puede tener consecuencias en la evolución de las abundancias y el estado de conservación de las tortugas en otras áreas, incluidas las demarcaciones contempladas en la Directiva.

Por otro lado, la escasez de datos debida a la falta de campañas específicas de muestreo hace imposible en la actualidad la evaluación de las poblaciones de reptiles en las distintas demarcaciones. En consecuencia no se ha podido definir el BEA y los diferentes indicadores se han desarrollado sólo hasta donde los datos disponibles en la demarcación lo han permitido.

1.1.4. Escala espacial y temporal

La escala espacio-temporal de la evaluación depende del nivel y componente y la información disponible en cada caso.

Para el caso de los *hábitats bentónicos*, en función de la forma en que se distribuyen dichos hábitats y la información disponible estamos obligados a diferenciar dos grandes escalas espaciales de evaluación:

a) *Zona costera:* entre la línea de costa y la isobata de 50 m se concentra, aproximadamente, el 75% de los hábitats descritos para esta demarcación en la lista oficial elaborada por el grupo de expertos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA, Ballesteros *et al.,* en preparación). Si bien es cierto que los hábitats más profundos han sido estudiados con menor detalle, el ecosistema marino costero alberga una concentración extraordinaria de biodiversidad propia de una heterogeneidad ambiental extrema. Aunque esta franja costera representa una pequeña parte del ecosistema marino mediterráneo, es considerado un “punto caliente” (“hotspot”) de biodiversidad marina (Templado, 2007, Coll *et al.,* 2010). Por otro lado, es en esta estrecha zona donde el ecosistema marino interacciona más inmediatamente con los ecosistemas terrestres y donde se concentra una gran variedad de presiones antrópicas de naturaleza y escalas de acción muy diferentes. Por último, en estas zonas coinciden competencias

de todas las administraciones públicas (Estatal, Comunidades Autónomas, Diputaciones, Consells, Ayuntamientos, etc.) que han destinado abundantes (pero no suficientes) esfuerzos al estudio, seguimiento y gestión de diversos aspectos relacionados con los hábitats marinos costeros.

b) *Zona demersal-oceánica:* hábitats y comunidades que se distribuyen sobre escalas espaciales mucho más extensas y homogéneas entre 50 y 800 m. Esta zona se encuentra dominada por fondos sedimentarios de los pisos circalitoral y batial en los que, como se describe más abajo, la única información disponible de forma más continua y extensa es la aportada por las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo del IEO. Esta información ha permitido el análisis de los hábitats propios de estas zonas sedimentarias profundas con una resolución espacial de 5 x 5 millas en toda la demarcación. Respecto a los fondos rocosos, el proyecto EUSeaMap aporta información sobre su distribución espacial aunque con una precisión cuestionable, siendo muy puntual la información sobre la composición de especies y comunidades (y su estado) de estos hábitats (véanse informes de OCEANA y del proyecto INDEMARES correspondientes a prospecciones realizadas en esta demarcación).

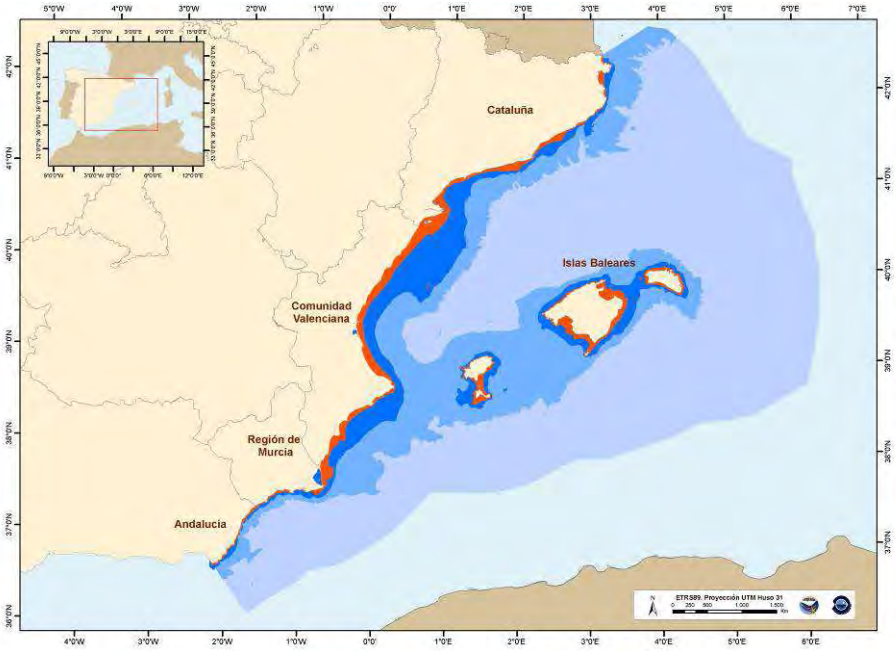


Figura 2. **Extensión de la demarcación Levantino-Balear. En naranja se indica la extensión de la zona costera entre 0 y 50 m en la que existe una elevada densidad de información. En estrato 50-100m (azul oscuro) que correspondería a la zona circalitoral, donde la densidad de información es menor, pero superior a la que hay en el estrato 100-1000 m (azul claro) que incorpora el talud y el inicio de la llanura abisal (azul celeste) que se extiende a partir de los 1000 m y de la que la información es casi inexistente.**

La escala temporal de la evaluación está supeditada a la calidad y cantidad de las bases de datos disponibles para las distintas especies, grupos funcionales y hábitats. Asimismo se ha tenido en cuenta la recomendación de la directiva en el artículo 6.2: "Los Estados miembros, en cada región o subregión marina, harán todo lo posible, recurriendo a los foros internacionales correspondientes, incluidos los mecanismos y estructuras de los convenios marinos regionales, por coordinar sus acciones con los terceros países bajo cuya soberanía o jurisdicción estén las aguas de la misma región o subregión". En este sentido, para el caso de los fondos sedimentarios circalitorales y batiales se ha aprovechado la coordinación con otros programas de investigación internacional existentes (como la información proveniente de las campañas de prospección

pesquera con arte de arrastre de fondo coordinadas por el IBTS del ICES) para utilizar los datos de forma uniforme, reduciendo al mínimo los muestreos. Por lo tanto las evaluaciones de los descriptores y las campañas de muestreo, se han conducido en el caso de hábitats y especies incluidos dentro del ámbito de estos estudios con carácter anual a partir del 1990 (1993 en el caso de los hábitats) durante el otoño. De esta forma, las series de datos de los distintos indicadores para estos hábitats y grupos funcionales cuentan con el año natural como escala temporal. En el caso de los hábitats más costeros (infralitorales y circalitoral superior) y los de fondos rocosos profundos, se carece, por lo general, de este tipo de información y es difícil aplicar cualquier tipo de análisis temporal para determinar las tendencias de los diferentes componentes del ecosistema. Muy pocos hábitats costeros del Mediterráneo disponen de series temporales más o menos largas a la escala de la demarcación entera. Las praderas de *Posidonia oceanica* han sido monitorizadas desde hace aproximadamente unos 10 años en todas las Comunidades Autónomas de la demarcación con una periodicidad anual, bien debido a su importancia como hábitat de interés pesquero o por estar incluido en el ámbito de directivas anteriores. Las reservas marinas y otras áreas marinas protegidas son zonas en las que existen programas de seguimiento periódico de determinadas comunidades como las del coralígeno (monitorización de poblaciones de coral rojo y gorgonias). En cualquier caso la escala temporal de la evaluación deberá ajustarse al conocimiento disponible de las diferentes especies, poblaciones y comunidades en cada localidad y región de la demarcación.

En el futuro esta situación deberá ser subsanada mediante una mejor coordinación y ampliación de los programas de seguimiento ya existentes y mediante la creación de nuevos programas de seguimiento que permitan abarcar un mayor número de especies y hábitats; la escala temporal de estos seguimientos deberá estar de acuerdo con la dinámica de cada especie/hábitat y deberá permitir la evaluación del cumplimiento del buen estado ambiental requerida por la Ley 41/2010, de protección del medio marino, cada 6 años.

En el caso de los reptiles marinos Los límites de los datos trabajados no se corresponden exactamente con los límites de la demarcación ya que se ha trabajado sobre el área en el que opera la flota de palangre española. Como se ha comentado anteriormente el área de distribución de estas especies va más allá de los límites de la demarcación ya que estas especies son altamente migratorias. A su vez esta área se ha subdividido en cuadrículas de un grado por un grado para el cálculo de las CPUEs (Capturas por Unidad de Esfuerzo).

La escala temporal adoptada se ajusta a la duración de las campañas de observadores a bordo llevadas a cabo por el IEO en buques pesqueros que operan en la demarcación con palangre de superficie entre los años 1999 y 2010.

1.1.5. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental

El Descriptor 1 tiene un campo de aplicación muy amplio, tanto desde el punto de vista biológico como geográfico, por ello interactúa con y es influido por muchos otros aspectos del medio marino, tanto naturales como antropogénicos, lo que hace que el solapamiento y los nexos con los demás descriptores con respecto al BEA sean múltiples y complejos de analizar y evaluar. Estos solapamientos se resumen en la *Tabla 1*.

***Tabla 1*. Interacción entre el Descriptor 1 (biodiversidad) y los demás descriptores para la determinación del BEA (Buen Estado Ambiental)**

Descriptor (D)	Objetivo del descriptor de importancia para el D1 (texto pertinente)	Interacción con D1
D2 Especies alóctonas	'…en niveles que no afectan de forma adversa a los ecosistemas'	• Competencia por el hábitat y / o alimentos. • Cambio en la composición de las especies dominantes en la comunidad. • Impacto en las comunidades/ hábitats bentónicas/os.
D3 Especies comerciales	'…presentando una distribución de la población por edades y tallas que demuestra la buena salud de las reservas.'	• Reducciones en las poblaciones objetivo y especies que constituyen un by-catch. • Daño a las especies incluyendo mortalidad de especies no objetivo descartadas o daños durante la pesca
D4 Redes tróficas	'…se presentan en abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia de las especies…'	Enlaces de funcionamiento de los ecosistemas a la estructura de tallas de las especies y abundancias relativas entre las especies en un grupo trófico.
D5 Eutrofización	'los efectos adversos como pueden ser las pérdidas en biodiversidad, la degradación de los ecosistemas…'	Puede causar una mayor abundancia de especies de plantas (fitoplancton y macroalgas), con los consiguientes efectos en otras partes de sus comunidades.
D6 Integridad de los fondos marinos	'…que garantiza que la estructura y las funciones de los ecosistemas están resguardadas…'	Determina la estructura y composición de los hábitats del fondo marino, un factor clave para determinar la composición de especies de las comunidades bentónicas.
D7 Alteración de las condiciones hidrográficas	'…las condiciones hidrográficas no afecta de manera adversa a los ecosistemas marinos.'	• El movimiento del agua y los regímenes de temperatura / salinidad juegan un papel importante en la determinación de la composición de especies de los hábitats / comunidades. • Influye directamente en el tipo de sedimento.
D8 Contaminación	'…a niveles que no dan lugar a efectos de la contaminación.'	• La acidificación del océano podría debilitar partes calcáreas de los cuerpos de organismos con exoesqueleto calcáreo. • Los posibles efectos eco-toxicológicos sobre las especies. • Existe un vínculo con el D4 y por ende con el D1 para los compuestos que toman parte en procesos de biomagnificación. • La asfixia de las especies (especialmente aves) por los derrames de petróleo.
D9 Contaminación de alimentos	'no superan los niveles establecidos por la legislación comunitaria o por otras normas'	• Los posibles efectos eco-toxicológicos sobre los peces salvajes (en su ambiente natural) y mariscos. • Existe un vínculo con el D4 y por ende con el D1 para los compuestos que toman parte en procesos de biomagnificación.
D10 Basura marina	'no causan daño al medio ambiente marino y costero'	• Afecta a algunas especies (por ej. tortugas,) si las ingieren o si quedan enredadas en la basura (por ejemplo, redes) • Causa de sofocamiento y daños (a través de la abrasión) en organismos bentónicos.
D11 (Energía) Ruido submarino	'no causan daño al medio ambiente marino'	Pueden alterar algunas especies (especialmente reconocido en los cetáceos pero también en peces y otros grupos)

1.1.6. Principales presiones e impactos

Los efectos de estas presiones e impactos sobre la diversidad biológica varían enormemente dependiendo del nivel de organización al que se observen tales efectos (genes, poblaciones, comunidades…), la sensibilidad o resistencia de cada componente del ecosistema a las perturbaciones, su capacidad de recuperación (resiliencia) y las características de las mismas (tipo, intensidad, frecuencia y duración).

Los impactos y presiones que pueden afectar a los componentes de la diversidad biológica son los indicados en la *tabla* 2 del Anexo III de la ley 41/2010 y se ha realizado un análisis detallado de las mismas en documentos específicos de la presente evaluación. En este apartado tan solo se describen las presiones e impactos que a lo largo de la evaluación del descriptor biodiversidad se ha visto que interaccionan con los componentes del ecosistema evaluados y que deben ser considerados para entender el estado actual y BEA de los mismos.

A continuación se mencionan los principales tipos de presiones e impactos identificados susceptibles de causar, o que han causado, alguno de los efectos mencionados sobre alguno de los componentes de la diversidad biológica:

1. Construcciones permanentes relacionadas con infraestructura turística. Se incluyen aquí los puertos deportivos y las playas artificiales, pero también el desarrollo de infraestructuras turísticas asociadas como urbanizaciones, campos de golf, etc Causan una pérdida directa de hábitat en la superficie ocupada por la obra y el deterioro indirecto de los hábitats de las inmediaciones debido a modificaciones de la hidrodinámica y sedimentología local, contaminantes procedentes de dársenas portuarias o acumulación de nutrientes y materia orgánica. Los puertos deportivos son puntos de introducción de especies invasoras y focos de alta densidad de tráfico marítimo. Afecta principalmente a comunidades características de hábitat someros bentónicos (Fernández-Torquemada *et al.,* 2005, González-Correa *et al.,* 2008) y es una importante amenaza de comunidades particularmente relevantes, raras y vulnerables como las plataformas de *Dendropoma paetreum*, las cornisas de *Lithophyllum byssoides*, las praderas de *Zostera noltii* o los cinturones de *Cystoseira* spp y otras feofíceas. Estos ambientes someros son clave además para el reclutamiento de muchas especies de peces, muchas de ellas de elevado interés pesquero. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 6, 7, 8 y 11.

2. Instalaciones portuarias. Se incluyen aquí los grandes puertos pesqueros, comerciales e industriales. Causan impactos similares a los mencionados para las infraestructuras turísticas, pero a una mayor escala espacial (p.ej. Ruiz y Romero, 2003). Debido a sus grandes dimensiones pueden causar un impacto significativo no solo en los hábitats bentónicos someros, sino también en comunidades circalitorales en algunos sitios como el Puerto de Cartagena (Calvín *et al.,* 1999), así como en los hábitats y grupos funcionales pelágicos. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 6, 7, 8 y 11.

3. Dragados para extracción de sedimentos marinos. En décadas anteriores (sobre todo entre los 70 y 80) se han realizado dragados para la extracción de sedimentos marinos para ser empleados en la construcción de playas artificiales. Algunos de estos dragados han causado la destrucción parcial o total de hábitats particularmente sensibles como las praderas de *P. oceanica*. Durante la operación de dragado otros efectos pueden causar impactos indirectos sobre los hábitats vecinos, como el incremento de la turbidez, la hipersedimentación o la movilización de nutrientes y materia orgánica contenida en los sedimentos marinos. Actualmente las zonas de dragado

contempladas para este tipo de operaciones afectan directamente a comunidades del detrítico circalitoral y pueden afectar indirectamente a praderas profundas de angiospermas marinas, comunidades de maërl y de los hábitats de roca profunda. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6 y 7.

4. Pesca de arrastre. A pesar de ser una práctica ilegal en el Mediterráneo a profundidades menores de 50 m, es uno de los principales impactos derivados de la actividad pesquera que ha causado la destrucción, parcial o total, de las principales comunidades biogénicas infralitorales (praderas de *Posidonia oceanica*) y circalitorales (*maërl* y coralígeno) (Sánchez-Lizaso *et al.,* 2002; Ramos-Esplá y Sánchez-Lizaso, 2002; Barbera *et al.*, 2003; Bordehore *et al.*, 2003; Ballesteros, 2006). Aunque en las últimas décadas numerosas zonas se han protegido de este impacto mediante arrecifes artificiales, y la flota de arrastre del Mediterráneo se ha visto considerablemente reducida y se han implantado nuevos sistemas que permiten mejorar su control (*Vessel Monitoring System* o VMS), sigue siendo una amenaza para los hábitats sensibles. La evaluación del potencial impacto de esta actividad pesquera se ha desarrollado en el descriptor 6, dónde se han utilizado datos del VMS. Se trata de un sistema que periódicamente (en promedio, aproximadamente cada dos horas, pero es muy variable, ya que según el día y del barco puede oscilar entre media hora y 4 horas) emite una señal, que se trasmite vía satélite a un centro de control de la Secretaría General de Pesca. La representación geográfica de esta información,



permite cartografiar el esfuerzo pesquero *(Figura 3).* Para la elaboración del presente informe los datos de VMS han sido analizados espacialmente y cruzados con capas geo-referenciadas de hábitats, para determinar el impacto potencial de la pesca de arrastre y otras actividades pesqueras sobre estos hábitats.

Figura 3. Distribución del esfuerzo de pesca con arte de arrastre alrededor de las Islas Baleares, estimado a partir de la representa geográfica del total de las señales del sistema VMS (*Vessel Monitoring System*; puntos negros).

Fuente: Oceana.- 2011. La pesca de arrastre: una pesca en decadencia que necesita de una urgente racionalización Propuesta de Oceana para una pesca responsable Nº 5: 20 pp.

http://oceana.org/sites/default/files/reports/OCEANA_Illes_Baleares_05_Pesca_Arrastre_0.pdf

5. Fondeo regulado y no regulado. El fondeo regulado hace referencia al que se realiza en los fondeaderos regulados por las Autoridades Portuarias para grandes buques en tránsito. El fondeo no regulado se refiere al que realizan las embarcaciones deportivas en cualquier cala o playa del litoral sin ningún tipo de control. La primera puede afectar al estado de comunidades circalitorales por el impacto mecánico de anclas y cadenas de grandes dimensiones. El segundo tipo afecta fundamentalmente a comunidades de hábitat someros infralitorales, pero en especial las praderas de *P. oceanica* y es una importante amenaza para las poblaciones dispersas de *Zostera noltii*. En este último caso los impactos pueden ser permanentes (implican la instalación de estructuras de fondeo) o temporales (fondeo con ancla). Para esta evaluación se ha realizado un trabajo específico de localización de todos los fondeaderos no regulados de la demarcación levantino balear, que en los siguientes apartados se referirán como "fondeaderos IEO" haciendo alusión a la fuente de esta información, y distinguirlos de "fondeaderos oficiales" que son los que aparecen en las cartas marinas y que el CEDEX ha empleado en el documento de presiones e impactos de esta evaluación. Otro tipo de fondeo no controlado es el que se produce en fondos rocosos para la práctica del buceo o la pesca submarina, que causa erosión de la biocenosis y destrucción parcial de las especies bioconstructoras como las gorgonias. Los fondeaderos son focos de introducción y dispersión de especies alóctonas y de aportes de aguas residuales ricas en nutrientes y materia orgánica susceptibles de causar efectos locales y temporales de eutrofización. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 6 y 8.

*6. Acuicultura***.** Esta actividad causa el deterioro de los hábitats bentónicos debido principalmente a los aportes en exceso de nutrientes y materia orgánica en columna de agua y sedimentos. Otros efectos sobre el ecosistema son el aporte de contaminantes sintéticos (antibióticos) y no sintéticos (metales pesados) y contaminación biológica por el escape de genotipos y especies alóctonas. Debido a la falta de control medioambiental, la actividad acuícola se inició en esta demarcación a finales de la década de los ochenta del siglo pasado en localidades someras protegidas, causando deterioros muy significativos sobre las comunidades infralitorales y la calidad de la masa de agua, destacando la regresión de las praderas de *Posidonia oceanica* (Delgado *et al.,* 1999; Ruiz *et al.,* 2001). En la actualidad la actividad acuícola se concentra en aguas más distantes y profundas (30-40 m), aunque no lo suficientemente remotas como para descartar su influencia sobre las praderas de *P. oceanica* y otras comunidades infralitorales (Ruiz *et al.,* 2009, García-Sanz *et al.,* 2010) y con una influencia más directa sobre hábitats y comunidades circalitorales de elevado valor ecológico como las comunidades de maërl (Aguado y Ruiz, 2012). Deben tenerse en cuenta también los efectos sobre el ecosistema pelágico relacionados con la concentración de biomasa de especies pelágicas alrededor de las jaulas y las consecuencias en la actividad pesquera local (Dempster *et al.,* 2004, 2005). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 8, 9 y 10.

*7. Vertidos urbanos***.** Los vertidos de aguas residuales urbanas contienen una importante carga orgánica y de diferentes tipos de contaminantes (detergentes, fármacos, etc.) que están causando el deterioro de los hábitats infralitorales sensibles (praderas de *P. oceanica* y comunidades rocosas con *Cystoseira* spp. y *Dendropoma petraeum*, pero que en la actualidad también actúan sobre comunidades circalitorales de fondos de maerl y de roca circalitoral (De la Ossa- Carretero et al. 2008; De la Ossa- Carretero et al. 2009, Del Pilar-Ruso et al. 2010). En lagunas costeras, estos vertidos han causado proliferaciones masivas de algas y la regresión de comunidades de angiospermas marinas (Delta del Ebro, S´Albufera de Mallorca). Al respecto, también debe tenerse en cuenta los efectos de la construcción y mantenimiento (roturas) de los emisarios submarinos, los efectos del vertido sobre los hábitats pelágicos y sobre los recursos pesqueros locales. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6, 8 y 10.

8. Vertidos industriales. Son vertidos de la industria química y petroquímica que aportan al medio marino substancias tanto sintéticas como no sintéticas potencialmente tóxicas y peligrosas para el medioambiente, sus especies, grupos funcionales, hábitats y comunidades. En el caso de industrias de fertilizantes, los vertidos producen además efectos relacionados con la eutrofización. Casos especialmente llamativos descritos en la demarcación, ha sido la pérdida de superficies importantes de praderas de *P. oceanica* causadas por los vertidos de una fábrica de Deretil en Almería (Moreno *et al*., 2001) o los vertidos de residuos mineros en Portmán (Murcia; Ruiz, 2006), aunque han causado la degradación de hábitat infra y circalitorales de varias zonas costeras de la demarcación como la costa sur de Tarragona o Cartagena. Sus efectos sobre las comunidades y grupos funcionales pelágicos deben ser también evaluados. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 8, 9 y 10.

9. Vertidos plantas desalinizadoras. Son vertidos de salmuera resultante de la desalación de agua de mar por ósmosis inversa, cuyas plantas se han desarrollado en la última década en las costas de la Demarcación. Pueden causar efectos tóxicos sobre la fauna y flora bentónica dando lugar al deterioro e incluso regresión de las comunidades bentónicas sobre las áreas que se dispersan estos vertidos, ya que debido a las particulares características de las masas de “salmuera”, pueden dispersarse a varios kilómetros desde el punto vertido (Fernández-Torquemada et al. 2005b, 2009). El efecto tóxico se produce por el incremento de la propia salinidad del medio, aunque otras sustancias químicas añadidas en el proceso de ósmosis podrían contribuir a la toxicidad del vertido (p.e. metabisulfito). Se ha demostrado que hábitats de alto valor ecológico, como las praderas de *P. oceanica*, son particularmente sensibles a pequeños incrementos de la salinidad del medio, viéndose significativamente alteradas por estos vertidos a medio y largo plazo (Fernández-Torquemada et al. 2005, García et al. 2007, Ruiz et al. 2009, Marín-Guirao et al. 2011). En la actualidad, en la Demarcación estudiada, estos vertidos se producen siguiendo recomendaciones *ad hoc* para minimizar su impacto (Sánchez-Lizaso et al. 2008), como la dilución previa de la salmuera con agua de mar, o alejar el vertido de los límites de las praderas. Sin embargo, existe evidencia de la potencialidad de estos vertidos para afectar la estructura y dinámica de comunidades de fondos blandos circalitorales (Del Pilar-Ruso et al. 2008; 2009), incluyendo comunidades de maërl, y los hábitat rocosos profundos. En los casos en los que el agua se extrae de acuíferos, caso de aguas salobres, debe contemplarse la posibilidad de posibles efectos de eutrofización en el medio receptor debido a la concentración de nutrientes disueltos. Por otro lado, deben tenerse en cuenta las alteraciones físicas del fondo marino causadas por la

construcción de los emisarios de salmuera, que en algunas localidades han causado la destrucción parcial de praderas de *P. oceanica* y otras comunidades vulnerables. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6 y 8.

10. Vertidos térmicos. Son vertidos de agua más cálida que la del medio receptor típicos de centrales térmicas y nucleares. Dado el conocido efecto del incremento de la temperatura en la actividad y supervivencia de los organismos, su influencia se considera que causa la alteración de las comunidades bentónicas y pelágicas de la zona costera afectada (principalmente infralitoral). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la del descriptor 7.

11. Vertidos de material dragado. Contempla el vertido de material dragado de dársenas portuarias altamente contaminante y rico en materia orgánica. Su elevado contenido en materiales finos produce además importantes efectos indirectos relacionados con cambios en la disponibilidad de luz (turbidez), la sedimentación vertical y la disponibilidad de nutrientes. Se realizan fundamentalmente sobre comunidades profundas del circalitoral por lo que puede potencialmente afectar a las comunidades detríticas, maërl y comunidades de hábitat de roca circalitotral. Se debe tener en cuenta el efecto de estos vertidos sobre poblaciones de interés comercial. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6 y 8.

12. Vertederos marinos. Existen en nuestras costas vertederos de diferentes tipos y usos, unos catalogados y otros no, que afectan sobre todo a comunidades de hábitat profundos, pero cuyo impacto es completamente desconocido.

13. Modificación de aportes fluviales permanentes. Ríos. La disminución de los aportes fluviales provocados por la construcción de los grandes embalses a lo largo de los ríos puede haber tenido importantes repercusiones en la distribución y estado de los hábitats bentónicos y pelágicos a una escala espacial equivalente a su área de influencia. Un claro ejemplo es el Delta del Ebro, en donde las condiciones oceanográficas de la zona están fuertemente influenciadas por el río. La disminución de la llegada de agua dulce provoca además una mayor intrusión del agua marina en el delta con la consiguiente influencia sobre los cultivos de arroz. Las consecuencias de la regulación de los cauces fluviales puede haber sido especialmente notable para hábitat costeros cuya estructura y dinámica se encuentra estrechamente relacionada con la dinámica sedimentaria costera, como es el caso de las praderas de angiospermas marinas. Los ríos son importantes entradas de todo tipo de contaminación urbana, industrial y agrícola. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 3, 6, 7y 8.

14. Aportes terrígenos esporádicos y subterráneos. Riadas y aguas subterráneas. Los ríos no son muy frecuentes en la demarcación levantino-balear, especialmente en Levante-Sur y Baleares, así que en buena parte de la costa los aportes terrígenos se producen a través de las ramblas (o rieras) durante la época de lluvias torrenciales típicas del clima mediterráneo. Estos son, por tanto, elementos muy importantes en la dinámica del ecosistema marino costero y su modificación por construcciones, deforestación o extracción de áridos tiene que haber tenido importantes consecuencias en los hábitat marinos. Son también vías importantes de entrada de contaminantes urbanos, industriales y agrícolas a los hábitat marinos. En el caso de las lagunas costeras estos aportes aceleran además el proceso de colmatación natural característico de estos hábitats

(Rodríguez Estrella, 2009; Senent Alonso et al, 2009). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 3, 6 y 8.

15. *Vertidos agrícolas*. Son vertidos provenientes de los cultivos (cítricos, arroz, etc.) que por medio de los excedentes del agua de riego o por las lluvias llegan al agua marina a través de las ramblas, ríos o de los aportes subterráneos de aguas dulces. Son substancias tanto sintéticas como no sintéticas potencialmente tóxicas y peligrosas para el medioambiente, sus especies, grupos funcionales, hábitat y comunidades. Se utilizan como fertilizantes e insecticidas en la agricultura y tienen efectos directos sobre los organismos (Fernández Vega, C. 2008). El impacto que sufren las lagunas de la demarcación levantino-balear es muy intenso debido a lo confinado de sus aguas y a que prácticamente todas se encuentran rodeadas por cultivos. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 3, 4, 5, 8 y9.

16. Marisqueo no regulado. Extracción selectiva no regulada de especies de invertebrados costeros como el dátil de mar *Lithophaga litjophaga* (en el mediolitoral inferior) o algunas especies de gusanos anélidos y simpuncúlidos (en playas y sedimentos infralitorales someros) para su comercialización En el caso del dátil de mar su extracción de la roca se realiza por métodos destructivos y ha supuesto la destrucción de plataformas de vermétidos en muchas zonas del sureste peninsular, en dónde estas bioconcrecciones alcanzan sus mayores desarrollos en la demarcación (Templado *et al.,* 2009). Otro ejemplo sería la extracción de erizos (*Paracentrotus lividus*) y lapas (*Patella ferruginea*). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad podría tener relación con el descriptor 3.

17. Impacto del buceo. La masificación del buceo deportivo en muchas zonas de la Demarcación (incluso en áreas protegidas) ha causado efectos negativos documentados sobre la integridad y estado de muchas especies bioconstructoras, características de comunidades rocosas infralitorales y circalitorales. El buceo deportivo puede provocar el deterioro de las comunidades rocosas, ya que los buceadores dañan los organismos marinos mediante el contacto físico (manos, cuerpo, equipo, aletas etc.) generando rotura o erosión en las estructuras, sobre todo en aquellas especies sensibles debido a su carácter de fragilidad como los que presentan esqueletos rígidos y carbonatados (Luna-Pérez et al, 2009; 2010). También se han documentado impactos del paso frecuente de buceadores sobre praderas de *P. oceanica* (Ruiz et al. 2012). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la del descriptor 7.

18. Extracción de coral rojo. Es necesario evaluar el impacto de la explotación comercial de *Corallium rubrum* sobre las poblaciones de esta especie y los hábitat que ocupan. Es una de las principales amenazas reconocidas para las comunidades de esta especie (PNUMA-PAM-CAR/ZEP. 2008).

19. Especies invasoras. La introducción de especies invasoras tiene efectos claros sobre la diversidad biológica, su composición, estructura y función. Son capaces de transformar las características y funcionamiento de las comunidades, grupos funcionales y poblaciones de hábitats bentónicos y pelágicos. Las introducciones más relevantes detectadas en la Demarcación Levantino-Balear y su impacto en el ecosistema son tratadas de forma específica en la evaluación del Descriptor 2.

Otras presiones a considerar:

- pesca con palangre, cerco, redes de deriva, etc.

- pesca artesanal

- pesca deportiva

- Tráfico marítimo

- maniobras militares

- cableado y conducciones submarinas

- campos de aerogeneradores

- plataformas petrolíferas

- extracciones de mineral y gas

Aspectos específicos relativos a los efectod de presiones e impactos sobre los grupos funcionales reptiles y aves marinos

Las tortugas marinas sufren una serie de presiones de origen antropogénico especialmente durante sus rutas migratorias desde las playas de puesta hacia las zonas de alimentación. Uno de los principales impactos es la captura accidental por pesca, especialmente el palangre de superficie. También el choque con embarcaciones y los efectos de la contaminación especialmente por plásticos que son ingeridos por las tortugas al confundirlos con sus presas pelágicas.

Respecto a los grupos funcionales aves y mamíferos marinos ver los documentos específicos.

Efectos del cambio climático global.

La Estrategia Marina trata los efectos del cambio climático fuera del análisis de presiones e impactos. Si bien este criterio atiende a razones de tipo pragmático, no tiene mucha base científica ya que las poblaciones y hábitats ya estresados por el impacto antrópico serán más susceptibles de ser afectadas por los cambios del clima. Es decir, además del efecto del cambio climático per se, puede existir una interacción entre dicho efecto y los que ya producen las diferentes presiones antrópicas sobre los diferentes componentes del ecosistema marino, de manera que será (es) difícil separar los efectos inducidos por las presiones anteriormente descritas de las causadas por el cambio climático. En este contexto se considera en este apartado de forma muy sintética. Los efectos del cambio climático global se sienten en el ecosistema marino en calentamiento, aumento del nivel del mar, incremento de la salinidad, acidificación y aumento de la frecuencia de eventos extremos como las olas de calor (http://www.aemet.es/es/elclima/cambio_climat/escenarios; Duarte *et al.,* 2007). Representa el principal reto al que se enfrentan todas las especies, grupos funcionales hábitat y comunidades y dependerá de la capacidad de adaptación de cada uno a los cambios del medio, de su diversidad genética, plasticidad fenotípica y capacidad de dispersión, y de la interacción con los efectos de casi todas las perturbaciones antropogénicas anteriores en el ecosistema, que se ha demostrado que aumenta la susceptibilidad a los efectos del cambio climático. En esta demarcación ya se han documentado los efectos adversos de recientes olas de calor en hábitats vulnerables como las praderas de *P. oceanica* (Marbà y Duarte, 2010) y poblaciones de gorgonias en comunidades de coralígeno (Coma *et al.*, 2009), cubriendo como se ve un amplio rango de profundidades desde el nivel del mar hasta el circalitoral (máxima profundidad que abarcan las termoclinas). Una visión completa de los efectos documentados del calentamiento global en los hábitats bentónicos del

Mediterráneo puede consultarse en Lejeusne *et al.* (2010). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9 y 10.

1.2. Fuentes de información y programas de seguimiento

Mucha de la información disponible para determinar el BEA de especies y hábitats ha sido generada por la aplicación de Leyes, Convenios y Directivas, nacionales e internacionales, ya existentes. Si bien esta información no cubre todo el espectro de criterios, indicadores y componentes que exige la Ley 41/2010, es a veces la única fuente de información de partida. Para la realización de este informe, el MAGRAMA ha proporcionado toda la información pública generada a nivel estatal y ha realizado una petición oficial de información a las Comunidades Autónomas. Respecto a estas últimas, si bien la respuesta ha sido en general positiva y colaboradora, en algunos casos la información no ha estado disponible a tiempo o simplemente no ha sido proporcionada. Por tanto, la exclusión de información relevante existente en alguna región de la demarcación se debe principalmente a este motivo y deberá ser subsanado en las siguientes revisiones del BEA y del estado actual.

A continuación se detallan las principales fuentes de información empleadas para la realización de este informe en aquellos aspectos relacionados con hábitats y el grupo funcional peces, y que se especifican en la *tabla* 3 según el ámbito geográfico dentro de la demarcación:

Cartografías bionómicas de las Comunidades Autónomas.

En todas las Comunidades Autónomas de la demarcación se ha generado (y se está generando) información bionómica entre 0 y 50 m de profundidad, pero el área total cubierta, escala, metodología y calidad (resolución, precisión, etc.) varía ampliamente entre y dentro de regiones. Para este trabajo se ha realizado un notable esfuerzo por compilar esta información bionómica ya que representa la fuente de información básica para dar una respuesta primaria y elemental a las demandas de Ley 41/2010. De hecho, es la principal fuente de información sobre los indicadores de rango, patrón y extensión de los hábitats/comunidades seleccionados (apartados 1.1.2 y 2.3). Por tanto, las Estrategias Marinas son una oportunidad única para establecer el estado actual de este nivel de información y su puesta en marcha deberá establecer como prioridad la homogenización y estandarización de la información bionómica y completar las zonas y regiones con información deficiente o inexistente. La situación por Comunidad Autónoma es la siguiente:

En *Cataluña* no existe una cartografía bionómica completa. En 1991 se realizó una cartografía enfocada a las praderas de angiospermas marinas a la que no se ha tenido acceso en este trabajo. Se dispone de una cartografía completa de Cabo de Creus y El Montgrí (Sardà *et al.,* 2012). Actualmente está en marcha un proyecto de cartografía bionómica de todo el litoral catalán.

En la *Comunidad Valenciana* la cartografía escala 1:10.000 disponible es la realizada por la Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte en 1987. Áreas marinas protegidas como Serra Gelada y Cabo de San Antonio disponen de cartografías bionómicas precisas realizadas por este departamento autonómico.

En *las Islas Baleares* se dispone de cartografía bionómica para las áreas LIC (Lugar de Interés Comunitario), realizadas por la Dirección General de Pesca en el marco del proyecto LIFE-Posidonia de 2001. Aunque las áreas LIC cubren una superficie importante de los fondos marinos costeros de las Islas Baleares, hay una parte sobre la que apenas existe información, excepto en zonas concretas como el canal de Menorca (Barberà *et al.,* 2012) y los alrededores de Cabrera (Oceana, 2011).

En *Murcia* se dispone de una cartografía bionómica a escala 1:50.000 bastante precisa de toda la costa realizada en 1989, revisada en 1999 y actualizada en 2004 para la Directiva Hábitats (92/43/CEE), principalmente para áreas LIC. En cualquier caso las cartografías han sido realizadas y promovidas por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (DG de Medio Natural)

En *Andalucía (provincia de Almería)* se dispone de varias zonas cartografiadas a escala entre 1:5.000 y 1:30.000 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía desde 1995/6 (ver Luque y Templado, 2004).

La mayoría de estas cartografías, en las regiones en que están disponibles, presentan un grado de detalle más o menos aceptable de biocenosis bentónicas infralitorales, hasta los límites profundos de las praderas de *P. oceanica*. Sin embargo, este grado de detalle sigue siendo muy deficiente en comparación con el grado de detalle a nivel de comunidades en ecosistemas terrestres y los límites profundos de estas biocenosis, como las praderas de angiospermas marinas, son muy poco precisos debido a las limitaciones de tipo técnico y a la subjetividad en la interpretación de los registros. El grado de detalle a nivel de biocenosis a partir de los 25-30 m de profundidad es completamente inaceptable en la mayoría de las cartografías regionales; muchas de ellas apenas diferencian las comunidades de maërl y todas las comunidades de roca profunda aparecen con el término coralígeno sin especificar el tipo de biocenosis específica asociada. La mayoría de estas cartografías carecen de metadatos asociados y en aquellas donde aparecen presentan campos cuya nomenclatura varía ampliamente entre las distintas regiones de la demarcación, haciendo extremadamente complicada su interrelación y análisis global.

Ecocartografías de la DG de Sostenibilidad de la Costa y el mar, del Ministerio de Agricultura, alimentación y medio ambiente..

Las ecocartografías son batimetrías y cartografías bionómicas realizadas en el marco del Plan de Ecocartografías del litoral español de la Dirección General de Sostenibilidad de la costa y el Mar del MAGRAMA. Iniciadas en el año 2000 en las Islas Canarias, actualmente se están realizando para todas las Comunidades Autónomas para fondos entre 0 y 50 m y a escala 1:10.000. Para esta cartografía se ha realizado una batimetría y modelo topográfico digital muy preciso y con un grado de cobertura muy aceptable mediante un sonar multihaz. La identificación e interpretación de la distribución de las comunidades bentónicas se ha basado en la información bionómica disponible en cada región, la información a nivel de tipo de sustrato proporcionado por la multihaz y los transectos con vídeo arrastrado, fundamentales para la cartografía de praderas de angiospermas marinas y otras biocenosis no identificables con los métodos acústicos. También se ha utilizado sonar de barrido lateral aunque con cobertura muy limitada (sólo a lo largo de dos isobatas). Además se ha dispuesto de las ecocartografías de la Comunidad Valenciana, Murcia y Almería. Para este trabajo se ha contrastado esta información bionómica con otras ya existentes y se ha podido comprobar que existe un alto grado de confianza. Por tanto, esta información ha sido especialmente útil en aquellas regiones o zonas dentro de una región en la que no se disponía de ningún tipo de información. También está disponible la ecocartografía de las Islas Baleares, aunque finalmente no ha sido posible utilizarla para este trabajo. Junto con las cartografías bionómicas de las Comunidades Autónomas, esta información va a permitir la aplicación de los indicadores de distribución y extensión de los hábitats en la evaluación del estado de los hábitats de la zona costera (apartados 1.1.2 y 2.3).

Atlas de los hábitats de España.

Cartografía de hábitats de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) a escala 1:50.000. Para este trabajo se ha empleado la capa cartográfica del hábitat 1120 (*P. oceanica*), aunque con mucha precaución

pues se trata de una información poco precisa y muy confusa ya que presenta abundantes errores y no coincide bien con cartografías de mayor precisión.

Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).

Esta Directiva plantea como unidad de gestión un conjunto de masas de agua diferenciadas en base a una serie de variables relacionadas con la calidad del medio y las presiones que la afectan. Cada masa de agua debe ser evaluada en función de varios parámetros, entre ellos elementos de calidad biológicos, como las comunidades infaunales del sedimento, las comunidades de macroalgas de la roca mediolitoral y supralitoral y las praderas de *P. oceanica*. Esta valoración está diseñada como indicador de la calidad de las masas de agua, pero en este trabajo puede ser empleada como una aproximación representativa del estado de conservación de las comunidades a partir de las cuales se calculan los valores del índice. Los métodos de evaluación de las masas de agua costeras, pueden variar entre cada Comunidad Autónoma, aunque con criterios similares que han sido sometidos a ejercicios de intercalibración. No obstante, estas diferencias de método y diferencias en el criterio de aplicación entre regiones limitan en cierta medida la comparación entre Comunidades Autónomas y su empleo en un análisis global a escala de demarcación. Puede aportar información relacionada con los indicadores de condición del hábitat/comunidad y sus estados "alto" y "bueno" son equiparables al estado de "Buen Estado Ambiental" requerido por la Ley 41/2010, de protección del medio marino. Si bien la valoración se extrapola a toda la masa de agua hay que tener en cuenta que se basa en un número limitado de comunidades bentónicas: las praderas de *P. oceanica* hasta una profundidad normalmente no superior a los 15 m, comunidades de algas fotófilas de la roca infralitoral superior (*Cystoseira* spp y las especies que la sustituyen) e infauna de sedimentos infralitorales. En ausencia de otro tipo de información, puede ser aceptable extrapolar el EQR basado en estas comunidades al resto de comunidades y especies de la zona costera, pero en el futuro deberá plantearse ampliar este tipo de programas de seguimiento a otros componentes del ecosistema costero. Los datos de las evaluaciones de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) van a aportar información relevante para aplicar los indicadores de Estado del hábitat a la evaluación del estado actual y el BEA de los hábitat costeros de la demarcación (apartados 1.1.2 y 2.3).

Redes de seguimiento de Posidonia oceanica.

Todas las Comunidades Autónomas de la demarcación han implementado redes de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* para determinar sus tendencias a largo plazo en base a series temporales de descriptores estructurales. Aunque existe cierta variación metodológica entre regiones, se ha creado un marco general de coordinación para la puesta en común de estos datos y la unificación de criterios para su análisis y difusión (proyecto POSIMED. www.posimed.com), lo que podría permitir el empleo de estas series temporales para un análisis más global del estado de las praderas de *P. oceanica* en toda la demarcación. El objetivo del proyecto POSIMED es consolidar una *Red Nacional de Seguimiento de Praderas de P. oceanica* compuesta por unas 100 estaciones de muestreo que son muestreadas anualmente desde hace 10 años (e incluso más en algunas regiones), lo que representaría uno de los programas de seguimiento más importantes de un hábitat marino en esta demarcación (y también la de Alborán). Éste, además, incluye descriptores de la estructura (abundancia) de la pradera a diferentes escalas espaciales y su dinámica poblacional, así como información sobre las poblaciones de ciertas especies clave. En la mayoría de las Comunidades Autónomas participan buceadores y centros de buceo de forma voluntaria tras una formación adecuada para que los datos sean rigurosos y científicamente válidos. Aportará información clave sobre los indicadores de condición del hábitat *Posidonia oceanica* (apartados 1.1.2 y 2.3).

EU Sea Map (http://jncc.defra.gov.uk/)

Se trata de un portal piloto para el modelado de hábitat marinos bajo la clasificación EUNIS a gran escala, que es una acción preparatoria de la EC para una *European Marine Observation and Data Network* (de EMODnet). Si bien la información es bastante imprecisa en muchas zonas de la demarcación, es una de las pocas fuentes que aporta a la evaluación información sobre los indicadores de distribución y extensión de hábitats rocosos, en especial afloramientos rocosos de plataforma no asociados a costas rocosas y a comunidades circalitorales y profundas de sustrato rocoso como el coralígeno.

Campañas de arrastre de fondo del IEO MEDITS.

Respecto a los hábitats circalitorales y profundos de fondos blandos se han utilizado principalmente datos recogidos en campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo del IEO (MEDITS). Estas campañas se realizan de forma anual durante la primavera y cubren la franja batimétrica entre 30 y 800 m de profundidad en la zona del Levante de la Península Ibérica, y entre 50 y 800 m en la zona de las Islas Baleares. Representa una de las series históricas de especies bentónicas y demersales de estos hábitats a nivel nacional que se remonta a 1994 en las costas del Levante de la Península Ibérica y a 2001 en las Islas Baleares.

Publicaciones científicas y técnicas.

En la medida de lo posible se ha incorporado o tenido en cuenta todo tipo de información científica y técnica fiable y realizada con rigor sobre los hábitats y especies de la demarcación. Existe un enorme volumen de datos de seguimientos científico-técnicos relacionados con emisarios submarinos, plantas desaladoras, etc.; muchos de ellos realizados por consultoras y de dudosa calidad científica (y a menudo también técnica), aunque otros muchos son elaborados por universidades y organismos públicos de investigación. Estos últimos representan la única fuente de información a veces disponible sobre el estado de determinadas especies y hábitat clave. Informes técnicos de ONGs nacionales e internacionales como OCEANA o WWF con información útil sobre especies y hábitats marinos de la demarcación también han sido tenidos en cuenta. No obstante, no toda esta información ha podido ser recopilada o ha estado disponible en el momento de la evaluación de forma que muchos aspectos pueden no verse bien representados.

Para el grupo funcional reptiles marinos se ha recopilado información procedente de diferentes fuentes. Para la estima de las CPUEs se han empleado los datos procedentes de las campañas de observadores a bordo realizadas por el IEO entre los años 1999 y 2010 a bordo de palangreros españoles. También se han recopilado datos de registros de varamientos aportados por la Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat del Govern de les Illes Balears y la Generalitat Valenciana. Además, se ha recopilado información de diferentes fuentes bibliográficas.

Respecto a los grupos funcionales aves y mamíferos marinos ver el documento específico no incluido en este documento.

1.3. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor 1

Además de los Convenios y Directivas mencionados en la *Tabla 2*, otros tipos de legislación relacionados con la biodiversidad (especies y hábitats) de la demarcación Levantino Balear son el Reglamento CE para la Explotación Sostenible de los Recursos Pesqueros, que prohíbe la pesca de arrastre sobre praderas de P. oceanica, maërl y coralígeno, y el Real Decreto 139/2011, para el

desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

***Tabla 2*. Normativas y reglamentos de carácter internacional de aplicación en el campo de la biodiversidad especies/hábitats y su aplicación en distintos grupos funcionales/hábitats.**

	Directiva hábitat	Directiva aves	Directiva marco del agua	Convenio de Barcelona	Convenio de Bonn	DMEM
Campo de aplicación Geográfico	Todas las aguas de los Estados Miembros	Todas las aguas de los Estados Miembros	Hasta 1mn desde la línea de base	Mar Mediterráneo	Todo el territorio de los estados miembros	Todas las aguas de los Estados Miembros
Área de evaluación	Nivel de los Estados Miembros / Regiones biogeográficas	Nivel de los estados miembros	Masas de agua	Nivel de los Es-tados Miembros	Área de distribución de las especies seleccionadas	Nivel de Región/Sub-región / subdivisión
Aves	Especies o poblaciones migratorias	Especies o poblaciones seleccionadas		Plan de acción	Especies de aves migratorias seleccionadas	Si
Reptiles	Especies seleccionadas			Plan de acción	Todos los reptiles marinos	Si
Mamíferos	Especies o poblaciones seleccionadas			Plan de acción	Especies migratorias	Si
Peces	Especies seleccionadas		Solo en aguas de transición	Plan de acción por los peces cartilagínosos	Especies o poblaciones migratorias	Si
Cefalópodos (pelágicos)						Si
Fitoplancton			Si			Si
Zooplancton						Si
Microbios (virus, bacterias)						Si
Comunidades bentónicas comprendidosangiospermas,macroalgas	Hábitats y especies seleccionados Ej: 1170 “Arrecifes”		Flora acuática Invertebrados bentónicos	Plan de acción por la vegetación marina		Si

einvertebrados)

***Tabla 3*. Principales fuentes de información empleadas para la realización de este informe en aquellos aspectos relacionados con hábitats y el grupo funcional peces.**

	GENERAL	ANDALUCIA (Cabo de Gata)	REGION DE MURCIA	COMUNIDAD VALENCIANA	CATALUÑA	ISLAS BALEARES
LITORAL E INFRALITORAL	Ecocartografías. MAGRAMA.. Atlas de los Hábitats de España. Directiva de Hábitat.	Información especies y hábitats aportados por la Consejería de Medioambiente. Junta de Andalucía (2007-2011). Cartografía bionómica de Luque y Templado (2004) Ecocartografías. MAGRAMA..	Cartografía y Valoración ecológica del litoral sumergido (1999). CARM. Trabajos de caracterización y valoración de zonas LIC (2004). CARM. Valoración masas de agua según indicadores DMA Red seguimiento P. oceanica IEO Ecocartografías. MAGRAMA..	Cartografía bionómica de la Generalitat Valenciana Valoración masas de agua según indicadores DMA Red seguimiento P. oceanica IEL Ecocartografías. MAGRAMA..	Valoración masas de agua según indicadores DMA Red seguimiento P. oceanica Generalitat de Catalunya	Cartografía bionómica del proyecto LIFE-Posidonia del Gobierno Balear Valoración masas de agua según indicadores DMA Red seguimiento P. oceanica del Gobierno de las Islas Baleares
CIRCALITORAL	Atlas de los Hábitats de España. Directiva de Hábitat. Campañas MEDITS-IEO 1994-2011 Proyecto EUSeaMap	Ecocartografías. MAGRAMA.. Campañas MEDITS-IEO 1994-2010 Cartografía bionómica de Luque y Templado (2004)	Cartografía y Valoración ecológica del litoral sumergido (1999). CARM. Campañas MEDITS-IEO 1994-2010 Trabajos de caracterización y valoración de zonas LIC (2004). CARM. Ecocartografías. MAGRAMA.	Cartografía bionómica de la Generalitat Valenciana Campañas MEDITS-IEO 1994-2010 Ecocartografías. MAGRAMA.	Campañas MEDITS-IEO 1994-2010	Ecocartografías. MAGRAMA.. Campañas MEDITS-IEO 2001-2011 Proyecto INDEMARES Informes de OCEANA
FONDOS PROFUNDOS	Campañas MEDITS-IEO 1994-2011 Proyecto EUSeaMap Proyecto INDEMARES Campañas MEDITS-IEO 2001-2011 Informes de OCEANA					

2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1. Conceptos clave

Las estrategias que deben realizarse en cumplimiento de la Ley 41/2010, de protección del medio marino, en las diferentes regiones y sub-regiones marinas, establecidas en base a criterios geográficos y ambientales, deben contener:

1. una evaluación detallada del estado actual del medio ambiente marino
2. una definición de "Buen Estado Ambiental" (BEA; apartado 3) a nivel regional,
3. establecimiento de objetivos medioambientales claros y
4. programas de seguimiento.

Respecto al descriptor 1, se entiende que "*se alcanza el BEA si no hay pérdida adicional de diversidad de genes, especies y hábitats y comunidades a escalas ecológicamente relevantes y cuando los componentes deteriorados, cuando las condiciones ambientales intrínsecas lo permiten, son restaurados a determinados niveles especificados*". La sección 3 de esta memoria está dedicada para definir el BEA en cada componente, nivel y criterio seleccionados para este descriptor.

La evaluación del *estado ambiental actual* de la forma más detallada y rigurosa posible es, por tanto, el primer paso para la determinación del BEA. La evaluación debe basarse en técnicas apropiadas que tengan en cuenta las fluctuaciones climáticas a largo plazo y los procesos naturales, permitiendo así:

a. Aportar criterios sólidos sobre la variabilidad a largo plazo de las especies y los hábitats/comunidades.

b. Indicar en qué medida se ha desviado el estado actual de un estado previamente conocido (condición o nivel basal; "baseline") o de una condición de referencia, entendiendo por ésta una condición natural no afectada por presiones antrópicas.

c. Indicar tendencias en el estado (mejora, creciente, deterioro, regresiva), y una tasa de cambio.

d. Identificar posibles causas del deterioro del estado actual y si están relacionadas con presiones antrópicas y/o causas naturales.

Los distintos componentes (genes, individuos, poblaciones, comunidades, biocenosis, ecosistemas) de la biodiversidad no responden de la misma manera y a la misma velocidad a las presiones, por ello los resultados de las evaluaciones de los distintos componentes no han sido integrados en una evaluación conjunta para todo el Descriptor sino que ha sido evaluado el estado ambiental de cada uno de forma independiente. Obviamente, no es posible abarcar todos los componentes de la biodiversidad, sino sólo un grupo de los mismos que consideramos representativos del conjunto de la biodiversidad o *elementos o componentes de evaluación* (ver apartado 2.2). Para cada elemento (especie/grupo funcional/hábitat/comunidad/etc.) se ha analizado la información disponible para determinar, si es posible, el *estado actual* de uno o varios de los criterios e indicadores requeridos para la aplicación de la Ley 41/2010. En el apartado 2.3 se

explican los fundamentos metodológicos para la aplicación de dichos criterios e indicadores para cada elemento de evaluación seleccionado en la demarcación.

Para determinar el BEA, esta evaluación del estado actual debe ser juzgada en relación a un estado, condición o *nivel de referencia*, que puede ser un estado previamente conocido (*baseline condition*) o una serie de condiciones ambientales que son consideradas "naturales" o "cuasi-naturales", poco o nada impactadas por presiones causadas por la actividad humana. El BEA del ecosistema o componente del mismo se cumple precisamente si el estado actual cae en un rango de posibles estados entre dicho nivel de referencia y un determinado estado límite, a partir del cual el ecosistema o componente pierde su funcionalidad, viabilidad, capacidad de recuperación, integridad estructural, etc. Como ya se ha mencionado, determinar en qué punto se encuentra este límite de "desviación admisible" no es una cuestión trivial y es la principal limitación de la aplicación de esta Ley.

Los criterios/indicadores de la Decisión de la Comisión coinciden en gran medida con los definidos en Directivas y Convenios anteriores (ver apartado 1.2.1) y, por tanto, las evaluaciones ya realizadas (o en marcha) sobre especies y hábitat/comunidades contempladas en dichas directivas previas podrán ser directamente asumidas por esta Directiva. La evaluación debe tener como resultado final una categoría de estado específica, como las definidas para la Directiva de Hábitats (DH) y la Directiva Marco del Agua (DMA). En términos generales, en la Estrategia Marina, el BEA equivale al Estado de Conservación Favorable (ECF) de la DH y al Buen Estado Ecológico (BEE) de la DMA. En la siguiente tabla se esquematizan las equivalencias entre clases de estado que serán adoptadas en la evaluación para integrar la información disponible de las otras directivas:

Clasificación de Estado			
Directiva de las Estrategias Marinas			
Buen Estado Ambiental (BEA)		**Sub-BEA**	
Condición de referencia (CR)	**Desviación aceptable de CR**	**Desviación no aceptable de CR**	**Destrucción-pérdida irrecuperable**

Directiva Marco de Agua				
Buen Estado Ecológico (BEE)		**Sub-BEE**		
Alto	**Bueno**	**Moderado/aceptable/deficiente**	**Pobre**	**Malo**

Directiva de Hábitat		
Estado de Conservación Favorable (ECF)	**Sub-ECF**	
Favorable	**No favorable-inadecuado**	**No favorable-malo**

Para el descriptor 1 se admiten 2 categorías de BEA, una equivalente a la condición de referencia (condiciones naturales) y otra cuya desviación de tales condiciones consideramos aceptable para mantener la estructura y funciones del ecosistema. Estas categorías corresponden a las categorías de Estado Ecológico Alto o Buena de la DMA y al ECF de la DH. Cabe destacar que la condición de referencia definida por esta Directiva puede no equivaler a una condición prístina o a las condiciones de referencia definidas por la DMA. Cuando los indicadores de la especie o hábitat/comunidad muestran una desviación notable y significativa de las condiciones de referencia se le asigna una categoría de estado Sub-BEA, con dos clases, una que denota desviación no aceptable aunque todavía reversible si se aplican las medidas adecuadas y otra en la que la pérdida o deterioro es irreversible. Estas últimas equivalen a las categorías "moderado, pobre y malo" de la DMA y a las categorías no favorable inadecuado y malo de la DH.

La desviación del estado o condición natural o de referencia es normalmente causada por presiones derivadas de la actividad humana (las definidas en la sección 1.1.6) que tienen efectos adversos sobre las especies y los hábitat/comunidades. La evaluación deberá considerar aspectos tanto cualitativos como cuantitativos del efecto de estas presiones, es decir, no sólo tener en cuenta el grado de impacto sino también la extensión sobre la que se produce. Esta información apenas está disponible para la mayoría de especies y hábitat/comunidades de la demarcación, lo cual contribuirá a limitar considerablemente el número de componentes sobre los que la evaluación es posible (ver sección 2.3).

2.2. Elementos de evaluación

2.2.1. Nivel de especies

Se considera adecuado evaluar el estado de distintos componentes del ecosistema a través de grupos principales ecológicos apropiados (grupos funcionales), basados en consideraciones ecológicas o de un tipo más pragmático. Este enfoque refleja además la experiencia adquirida por OSPAR (2009) en el "Biodiversity assessment for Quality Status Report 2010". No obstante el Grupo de Trabajo 1 (Cochrane *et al.,* 2010) consideró que en ocasiones se recurría a niveles demasiado amplios como por ejemplo peces o aves en general, de forma que la amplia variabilidad biológica y el estado ambiental dentro de cada grupo puede quedar enmascarada. Por ello en el citado informe se aconseja, para los principales grupos móviles, abarcar el rango de nichos ecológicos de cada grupo funcional siguiendo los referidos en la *Tabla 4.*

***Tabla 4*. Lista provisional de grupos funcionales predominantes para las especies móviles propuesto para la evaluación del descriptor 1. Tomado de Cochrane et al. (2010) y pendiente de completar y aprobar por la UE.**

Grupo de especies	Especies
Aves	Offshore surface feeding birds
	Offshore pelagic-feeding birds
	Inshore surface-feeding birds
	Inshore pelagic-feeding birds
	Intertidal benthic feeding birds
	Subidal benthic feeding birds
	Ice associated birds
Reptiles	Tortugas
Mamíferos	Odontocetos
	Misticetos
	Focas
	Mamíferos asociados al hielo (boreal)
Peces	Peces pelágicos
	Peces demersales
	Elasmobranquios
	Peces de aguas profundas
	Peces costeros/anádromos
	Peces asociados al hielo (boreal)
Cefalópodos	Cefalópodos costeros o de plataforma
	Cefalópodos de profundidad

Aún teniendo en cuenta que esta lista debe ser sometida a consenso para una aplicación coherente en todas las regiones, en el presente informe se ha aplicado este enfoque y se utilizan distintos datos, indicadores y enfoques en función de la información disponible para cada especie/grupo funcional/hábitat/ecosistema en cada caso. Por ello en la sección 2.3 se hace una revisión de los elementos y las metodologías empleadas en cada nivel, grupo funcional y criterio, mientras que en el apartado 2.6 se revisan las carencias y lagunas que se han detectado, y las necesidades de investigación y de desarrollo de programas de seguimiento que serían necesarios para poder realizar una evaluación más completa.

Los distintos grupos funcionales se han evaluado de diferente forma en función de su biología, morfología, y ciclo vital además de por la disponibilidad de datos para ellos.

2.2.1.1. Aves

Ver documento específico elaborado para este grupo funcional.

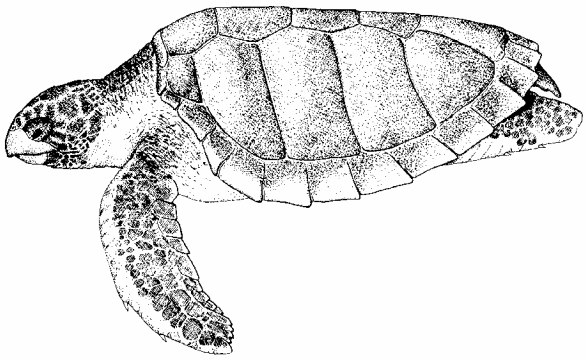
2.2.1.2. Reptiles

De las siete especies de tortugas marinas existentes, tres de ellas están presentes en el mar Mediterráneo: Tortuga boba (*Caretta caretta*), tortuga laud (*Dermochelys coriacea*), Tortuga verde (*Chelonia mydas*). A continuación se detalla la información bibliográfica recopilada en formato de fichas:

***Caretta caretta* (Linnaeus, 1758)**

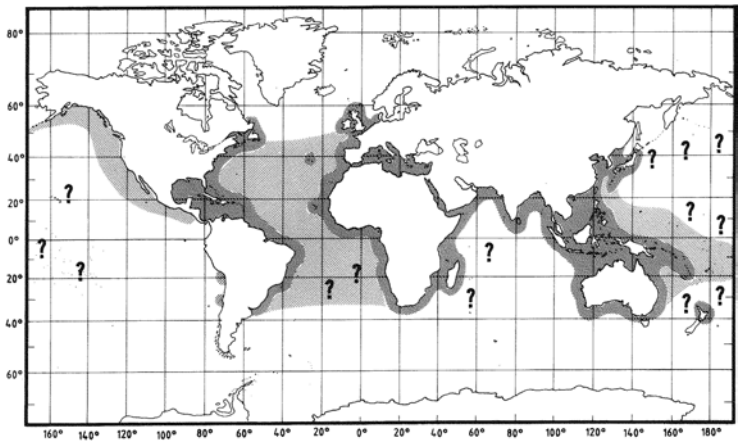
Características

La vista dorsal del caparazón tiene forma de corazón en los adultos. Su anchura es entre el 76 y el 86% de su longitud. Cabeza grande, y de forma triangular, que mide aproximadamente el 23-28% de la longitud del caparazón, con dos pares de escamas prefrontales y una interprefrontal. Boca en forma de pico muy fuerte. Los escudos del caparazón son más delgados pero si muy fuertes y rugosos, incluye cinco pares de placas dorsales, cinco centrales y doce o trece pares marginales.



La parte inferior del caparazón presenta tres pares de placas inframarginales no porosas. Los juveniles tienen 3 crestas que se van perdiendo a medida que crecen. El color es pardo-rojizo en la cara dorsal y blanquecino en la cara ventral.

<u>Distribución geográfica.</u>



Es una especie ampliamente distribuida en aguas tropicales y subtropicales (16-20°C). Los primeros años de vida los ejemplares tienen una vida oceánica, una vez que alcanzan la etapa adulta tienen preferencia por hábitat costeros. Estos cambios de hábitat van asociados a cambios en la alimentación ya que presenta tres fases ecológicas muy marcadas, durante la fase oceánica se alimenta de presas pelágicas, una fase bentónica (profundidad máxima 110m) y una fase nerítica intermedia (Tomas et al., 2001).

Se han encontrado en aguas del Cantábrico y de Galicia y aunque en esas aguas se considera común su presencia, su abundancia es muy reducida. En estas localizaciones, los ejemplares varados, procedentes de sus playas de puesta en el Atlántico Occidental (López Jurado, 1992), corresponden a juveniles debido al efecto de las bajas temperaturas (Libro Rojo de Anfibios y Reptiles de España).

Llegan a las zonas de alimentación en el Mediterráneo occidental atravesando el Estrecho de Gibraltar; donde a ambos lados del mismo se produce una concentración de ejemplares. También llegan a estas zonas de alimentación ejemplares de las poblaciones del Mediterráneo Oriental (Camiñas, 1997; Musick & Limpus, 1997; Margaritoulis et al., 2003; Carreras et al., 2006). La migración de retorno se produce a finales del verano (Camiñas, 1995a; Camiñas, 1995b; Camiñas & de la Serna, 1995).

Principales Impactos.

Las poblaciones de tortugas marinas sufren diferentes amenazas. Entre las amenazas de origen antropogénico más comunes están el choque con embarcaciones, las capturas accidentales especialmente por palangre de superficie, los efectos de la contaminación sobre la salud de las tortugas y la ocupación de sus playas de puesta.

En aguas españolas la pesca que mayor incidencia tiene sobre las poblaciones de tortugas es el palangre de superficie.

Estatus de conservación.

Catalogada como especie en peligro por la UICN del tipo A1, abd, es decir, presenta un alto riesgo de extinción. Se ha producido una reducción de más del 50% de la abundancia de sus poblaciones en los últimos 10 años o durante 3 generaciones basado en observación directa, estimaciones indirectas o reducción de las áreas ocupadas.

En la demarcación Macaronésica las capturas de tortuga boba con palangre de superficie se producen en los límites de la misma ya que el área de distribución de estas tortugas es más amplia que el límite de la demarcación. En torno a las islas Canarias aparecen ejemplares de dos poblaciones, aquellas con sus playas de puesta en el Atlántico occidental y las que proceden de las playas de puesta en el Atlántico Oriental (Cabo verde).

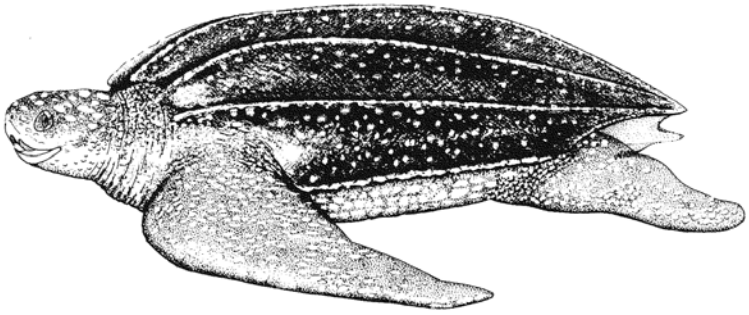
En la demarcación Suratlántica se produce la concentración de ejemplares procedentes del Atlántico occidental y de Cabo verde que cruzan el estrecho de Gibraltar hacia las zonas de alimentación en el Mediterráneo Occidental.

En el mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar la distribución de las capturas accidentales producidas por el palangre de superficie así como la distribución de los varamientos indican un patrón de distribución más cercano a la costa. Esta es una zona de paso importante para las tortugas tanto en las rutas hacia las zonas de alimentación como de retorno a las playas de puesta en el Atlántico Occidental y en Cabo Verde.

La Demarcación Levantino-Balear representa una zona importante de alimentación para la tortuga boba. En el entorno de las Islas Baleares se produce la concentración de ejemplares procedentes de tres poblaciones distintas, las originarias de las playas de puesta en el Mediterráneo Oriental, las procedentes del Atlántico Occidental y las procedentes de Cabo Verde. En esta demarcación se ha podido determinar como las capturas accidentales se concentran al sur de las Islas Baleares.

Dermochelys coriacea.

Características.



Su característica principal es que tiene el dorso cubierto de una piel muy resistente con aspecto de cuero. En el dorso tiene siete quillas longitudinales y el plastrón tiene cinco.

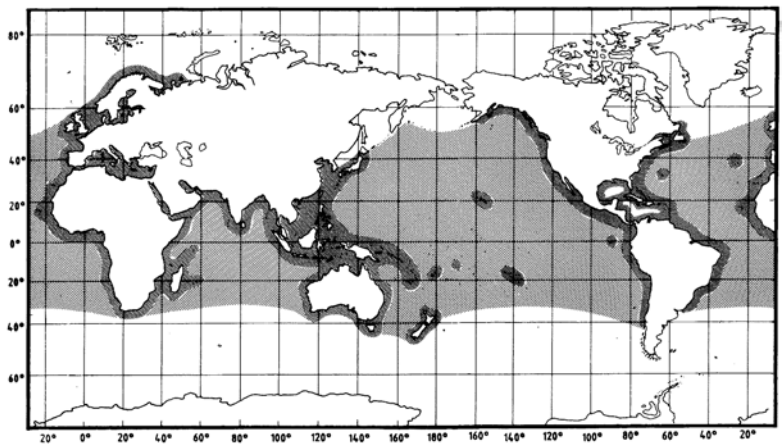
Es una tortuga de gran tamaño, puede alcanzar los 916 kilos de peso y el caparazón puede llegar a los 2 metros de longitud curva. Las aletas delanteras son proporcionalmente más largas que en otras especies. Es de color negro en la parte dorsal y en la parte ventral presenta coloraciones blancas, rosadas y negras. No presenta escamas en la cabeza y el pico está muy queratinizado.

Biología:

Los juveniles tienen una distribución costera en aguas tropicales por encima de los 26º C. Los adultos habitan en el océano abierto. Se alimenta principalmente de invertebrados planctónicos y medusas lo que hace que se encuentre en alta mar asociada a las grandes corrientes oceánicas en el Atlántico (Brongersma, 1972) y en el Mediterráneo Occidental (Crespo et al., 1988).

La estación reproductora es en otoño e invierno. Las hembras ponen cada 2-3 años de 5 a 6 veces en cada estación (Protected species according to the SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention- Present in Italy).

Distribución geográfica.



Es la tortuga marina con la distribución geográfica más amplia, llegando incluso al norte de la Península Escandinava. Su principal hábitat son las aguas oceánicas y el mar abierto de todos los océanos entre los 200 y los 1000 metros de profundidad y aguas de hasta 10 ºC (Protected species according to the SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention- Present in Italy).

Es común en aguas españolas aunque no se reproduce en ellas ni en el Atlántico ni en el Mediterráneo. No obstante, se menciona su reproducción esporádica en el Atlántico español (López-Jurado, 1992). En el Mediterráneo se encuentra en todas las cuencas (Camiñas, 1998). En la costa africana del mar de Alborán son frecuentes sus varamientos (Ocaña & García de los Ríos, 2002).

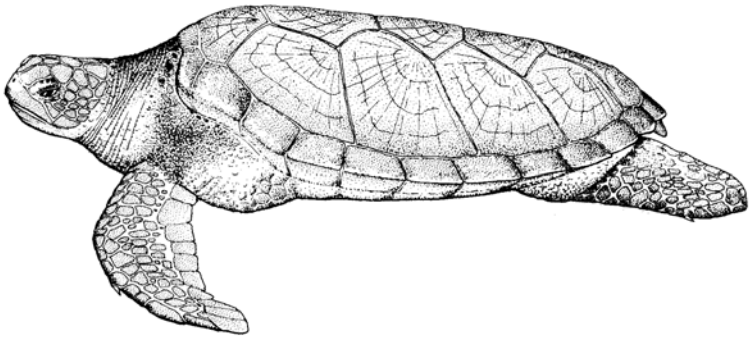
Estatus de conservación.
Clasificada por la IUCN como en peligro crítico (CR A1abd), es decir en extremado riesgo de extinción en su medio natural en un futuro inmediato. Se ha constatado por observación directa, indirecta a través de índices de abundancia o por los actuales niveles de explotación, una reducción de mas del 80% de los efectivos de de sus poblaciones en los últimos diez años. La población mundial de esta especie ha sufrido una importante reducción (78%) desde las estimaciones realizadas por Pritchard en 1982 en torno a 115000 hembras hasta las 20000-30000 hembras estimadas en 1996 por Spotila et al. (Sarti Martinez, A.L. 2000. *Dermochelys coriacea*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2). Basándose en la información existente de las puestas de esta especie se estima que algunas de las poblaciones más importantes han sufrido un importante descenso como sería el caso de la población con playas de puesta en Malasia, la población del Pacífico Este con playas de puesta en Méjico y Costa Rica. Este fenómeno no es tan acusado en las poblaciones del Atlántico aunque el tamaño de estas poblaciones es menor.

Principales impactos.
Entre las principales presiones que sufren las poblaciones de tortuga laúd está la recolecta de huevos en sus playas de puesta, la captura accidental, especialmente por palangre de superficie y redes de deriva durante sus rutas migratorias, los impactos con embarcaciones y la contaminación especialmente por la ingesta de plásticos. En el litoral español la principal amenaza que sufre esta especie es la captura accidental por palangre de superficie seguida por la contaminación especialmente por la ingesta de plásticos.

Medidas de protección y conservación.
Aumentar el esfuerzo de observación de la actividad pesquera especialmente en la flota de palangre. Esta medida mejoraría el conocimiento del impacto de la pesca sobre la reducción de las poblaciones de esta especie. Al mismo tiempo, ya que esta especie atraviesa aguas de diferentes jurisdicciones, crear una red que permita la integración de los datos entre diferentes países ayudará a fortalecer y mejorar la gestión de esta especie.
Protección de áreas de alimentación: en la Demarcación Levantino-Balear esta especie se alimenta al sur de las Islas Baleares y es capturada como captura accidental del palangre de superficie. Las Capturas por Unidad de Esfuerzo para esta especie son mucho más bajas que en el caso de la tortuga boba.
En la Demarcación de mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar no se registraron capturas accidentales por parte de la flota de palangre española y los varamientos resultaron ser mucho menores.
En la Demarcación Macaronésica los registros de capturas accidentales por parte de los observadores a bordo de los palangreros dentro del programa desarrollado por el IEO entre 1990 y 2010, dan como resultado que dentro de los límites de la demarcación no se producen capturas accidentales. Tan sólo se recogieron dos registros fuera de los límites de la demarcación al norte del archipiélago canario.

Chelonia mydas

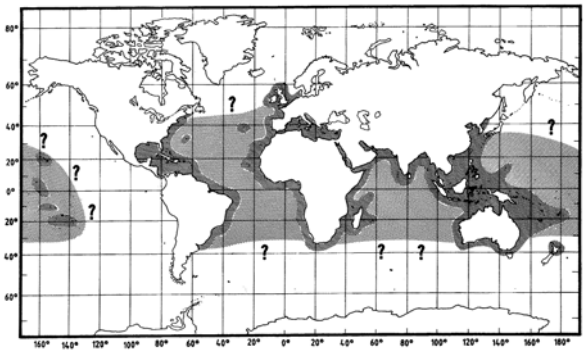
Descripción.



Cuerpo deprimido y caparazón con forma oval en adultos en su cara dorsal (anchura es el 80% de la longitud total). La cabeza es relativamente pequeña, presenta un par de escamas pre-frontales alargadas. Los escudos del caparazón son finos, suaves y flexibles. En la cara dorsal presenta cuatro pares de escudos laterales, cinco pares centrales y normalmente doce pares de escudos marginales.

En la cara ventral presenta 4 pares de escudos inframarginales, 12 pares centrales. El color varía entre combinaciones de amarillo, marrón, y verde desde pálido a muy oscuro y desde mate hasta muy brillante formando radios o manchas.

Distribución geográfica.



Ampliamente distribuida por aguas tropicales cerca de la costa. Entre los 20ºN y 20ºS. En verano el rango de distribución es entre los 40ºNy los 35ºS. En invierno pueden reducir el rango hasta los 15ºS. Ocasionalmente se han encontrado tortugas que sobrepasan estos límites latitudinales durante el invierno.

Hábitat y biología.

Es un animal solitario que se alimenta de necton aunque ocasionalmente forma agrupaciones en zonas de alimentación en praderas de fanerógamas y algas. Realizan migraciones desde las colonias de cría hasta las zonas de alimentación; en algunas poblaciones estas migraciones son muy amplias, de hasta varios miles de kilómetros. Las playas de puesta más importantes están situadas allí donde la temperatura del agua está en torno a 25ºC.

Debido al amplio rango de distribución la estación reproductiva varía entre unas localidades y otras entre la primavera y el otoño. Las hembras retornan a desovar a las mismas playas de puesta, normalmente a aquellas playas de las que son originarias. Las hembras desovan cada dos años, con intervalos de puesta de dos semanas en cada estación y entre 2 y 5 puestas por estación.

La edad de madurez de las hembras se ha estimado es 6 años aunque algunos autores la sitúan entre los 8 y los 13.

La tortuga verde es depredada durante todo su ciclo vital. Los huevos son alimento para diferentes mamíferos, varanos, cangrejos, etc. Cuando alcanzan el mar las aves marinas son el principal depredador además de otros peces y delfines. Esta depredación continúa hasta que las tortugas

alcanzan un tamaño corporal que impide que sean ingeridas. Sobre el cuerpo de las tortugas se asientan epibiontes que pueden causar necropsia y papilomas.
Esta especie es herbívora en edad adulta. Aunque se conoce poco acerca de los hábitos alimenticios hasta que alcanza el tamaño juvenil se asume que son carnívoros para favorecer el desarrollo hasta la talla suficiente como para evitar a los depredadores.

Principales impactos y amenazas.
La tortuga verde es capturada principalmente para la obtención de carne. El comercio internacional de esta especie está prohibido, pero su captura para consumo local de carne está permitida en muchas islas del Pacífico, sudeste asiático e Indonesia. Actualmente está incluida en el Convenio Internacional para el Comercio de Especies Amenazadas.

Estatus y conservación.
Está considerada en peligro por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) tipo A2bd ya que se sospecha una reducción de sus poblaciones de más del 50% en los últimos 10 años (o tres generaciones) y las causas de esta reducción no cesan o se desconocen.

Tortuga verde en aguas españolas.
Aunque se reproduce en el Mediterráneo es poco común en aguas españolas. Tampoco abunda en el Atlántico, con la excepción de las islas Canarias donde se considera común (López-Jurado, 1992), aunque el número de citas no es importante. Hay registradas 31 citas de *Chelonia mydas,* 28 de las cuales corresponden a varamientos (27 en aguas del Atlántico y 1 en Tarragona) y 3 observaciones en el mar, todas en el Mediterráneo; Los 28 varamientos de tortuga verde se distribuyen principalmente en las islas Canarias (11) y a Galicia (11), además 2 ejemplares vararon en Asturias y 3 en Andalucía (Atlántico), y el mencionado de Tarragona. Los ejemplares de Galicia, Asturias y Andalucía deben ser originarios de las poblaciones del Atlántico centro oriental (Tortuguero, en Costa Rica y playas de Venezuela, principalmente) mientras que los ejemplares de Canarias podrían ser originarios de las mismas poblaciones, pero también podrían ser originarios de las poblaciones africanas próximas (Guinea Ecuatorial y Guinea Bissau).

En el Mediterráneo se encuentra confinada una población en la cuenca Levantina. Su área de distribución coincide con la de las praderas y algas de las que se alimenta, y generalmente no sobrepasa los 40-50 metros de profundidad. En aguas españolas su presencia es muy ocasional; las observaciones se reducen a individuos aislados, divagantes de poblaciones del Atlántico Occidental, África o el Mediterráneo Oriental. Se han encontrado ejemplares de esta especie en Galicia, Asturias y Canarias, en el Atlántico, y en las Islas Chafarinas y Levante en el Mediterráneo (López-Jurado et al., 1997), Baleares y norte del Mar de Alborán. El área de puesta en el Mediterráneo se ha visto reducida a la cuenca Levantina, donde se reproduce en playas de Turquía, Líbano, Israel, Egipto y Chipre. El elevado número de ejemplares que se reproducían en Turquía e Israel ha declinado considerablemente (Kasparek et al., 2001). Las crías y los juveniles ocupan hábitats epipelágicos mientras que los adultos habitan las zonas neríticas donde se alimentan de organismos vegetales bentónicos. Habita sobre fondos duros y blandos en la zona infralitoral caractizada por la presencia de algas y plantas (Protected species according to the SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention- Present in Italy-). De esta especie existen muy pocos

datos, se sabe que habita en el Mediterráneo pero solo hay registrado un ejemplo de tortuga varada en 2005 en la costa de Almería además de un ejemplar en 1990 en la costa valenciana.
Los estudios de ADN mitocondrial muestran que los ejemplares mediterráneos forman una población distinta de la del Atlántico (Protected species according to the SPA/BIO Protocol (Barcelona Convention) Present in Italy)).

En el caso de las tortugas marinas la evaluación se ha centrado en los datos procedentes de las capturas accidentales registradas por las campañas de observación a bordo de la flota de palangre. Las dos especies para las que existen datos son *Caretta caretta* (tortuga boba) y *Dermochelys coriacea* (tortuga laúd). También se ha recopilado información de varamientos de tortugas marinas en las costas españolas (Generalitat Valenciana, Govern de Illes Balears).

A partir de la información obtenida se ha podido realizar un mapeo de la distribución de las capturas accidentales de tortugas. Además se han sometido los resultados a tratamiento estadístico para determinar si la distribución geográfica de las capturas se produce al azar o si responde a un determinado patrón.

A nivel de especies (población), para el grupo funcional de reptiles se han evaluado los siguientes criterios e indicadores:

Criterio: 1.1 Distribución de las especies

Indicador: 1.1.1 Rango de distribución de las especies características

Indicador: 1.1.2 Patrón de distribución dentro del rango de distribución

2.2.1.3. Invertebrados bentónicos

En el caso de los invertebrados bentónicos sésiles o con movilidad reducida su evaluación se ha relacionado con la de sus hábitats.

2.2.1.4. Peces y elasmobranquios demersales

En el caso de los grupos funcionales de peces y elasmobranquios demersales la evaluación se ha centrado en las especies de plataforma entre 70 y 500 m. Además se ha incluido aquella información puntual sobre especies de hábitats tanto someros como batiales a la que se ha podido acceder.

2.2.1.5. Peces pelágicos

Respecto a los pequeños peces pelágicos la información disponible proviene fundamentalmente de campañas de acústica, que aportan una información muy centrada en los pequeños pelágicos en grandes cardúmenes, cuya abundancia está sujeta a dos presiones fundamentales, pesquerías pelágicas dirigidas a pocas especies y con pocas capturas accesorias, y las variaciones ambientales hidrológicas como las condiciones sobre las que no se pueden proponer y aplicar medidas de gestión que puedan relacionarse con el BEA de forma eficaz.

2.2.1.6. Mamíferos marinos

Ver documento específico elaborado para este grupo funcional.

2.2.2. Nivel de hábitat

2.2.2.1. Hábitat/comunidades costeras

La determinación de los hábitats presentes en la demarcación y en general en cualquier ecosistema marino ha sido uno de los desafíos durante la redacción de este documento, al igual que lo es en la comunidad científica. La problemática en la identificación de hábitats radica en la ausencia de listas de referencia, la falta de acuerdo sobre la definición del término hábitat, y a que en el medio marino los hábitats son mucho más difíciles y más costosos de mapear que en el medio terrestre, por lo que apenas hay datos sobre su extensión o ubicación (Fraschetti *et al,* 2008). Toda esta problemática ha sido abordada a la hora de determinar el número y extensión de las fichas de hábitats desarrolladas.

Se ha intentado basar la determinación de los hábitats en la clasificación EUNIS (Davies y Moss, 1997, 1999; Connor *et al.*, 2004; RAC/SPA, 2006) con objeto de utilizar un sistema de clasificación aceptado en el contexto de la UE y jerárquico que permitiese avanzar en la clasificación de manera ordenada, comenzando con las característica abióticas (estrato batimétrico y tipo de sustrato) y terminando con las biológicas (facies, comunidades, etc.). Aunque esto no ha sido siempre posible ya que algunos de los hábitats presentes en el área no están definidos en EUNIS al ser ésta una clasificación realizada principalmente para los hábitats de las Islas Británicas y el Mar del Norte. Por ello, en determinados casos se ha recurrido al documento del borrador del Listado de Hábitats del Mediterráneo (Ballesteros *et al.,* en preparación) que es más específico y en el que finalmente tuvieron cabida todos los hábitats detectados en la zona. Por lo tanto, y de manera resumida, la determinación de los hábitats se realizó en base a lo descrito en la ley 41/2010 y la información disponible mediante los dos siguientes criterios principales:

- Existencia de información suficiente sobre el hábitat como para justificar el desarrollo de una ficha
- Que se trate de un hábitat predominante o especial (Anexo III, cuadro I de la Ley 41/2010)

Independientemente de la información disponible sobre cada hábitat el conjunto de la diversidad biológica presente se encuentra representada en las fichas del Anexo IV.

En la Demarcación Levantino Balear el grupo de expertos de hábitats del Ministerio de Medio Ambiente ha identificado más de 450 tipos de hábitat/comunidades o biocenosis/asociaciones y facies bentónicos y pelágicos (Ballesteros *et al.*, en preparación). Obviamente, no se dispone de información de los indicadores para aplicar la evaluación a todas las comunidades identificadas y hay que adoptar aproximaciones pragmáticas y eficientes. Por estas razones la Ley 41/2010, en su Anexo III (cuadro I) sugiere aplicar la evaluación sobre una serie de componentes representantes ("*proxies*" o "*surrogates*") de la diversidad biológica según una serie de criterios generales:

- - Hábitat/comunidad predominante.

- - Tipos de hábitats especiales incluidos en Directivas y Convenios anteriores

- - Hábitats en áreas de importancia estratégica: a) áreas concretas expuestas a presiones y/o múltiples y b) áreas sujetas a algún tipo de protección

A parte de estos criterios, la selección de los componentes depende fundamentalmente de la información disponible para aplicar la evaluación. Así, por ejemplo, las cartografías bionómicas están disponibles en casi todas las comunidades autónomas, pero representan la principal fuente de información para evaluar los hábitats bentónicos de la zona costera ya que (dependiendo de su precisión y resolución) pueden aportar información de al menos 2 criterios (1.4 Distribución de los hábitats y 1.5 Extensión de los hábitats). Sin embargo, aunque se ha puesto un mayor esfuerzo en cartografiar las comunidades bentónicas de las zonas costeras respecto a las zonas profundas, el grado de detalle sigue siendo muy bajo en comparación con las cartografías de comunidades terrestres. En efecto, en relación a los hábitat/comunidades bentónicos de esta demarcación, a pesar de su elevado número de tipos, las cartografías bionómicas apenas diferencian unos pocos tipos de hábitats/comunidades bastante genéricos. Esto es debido principalmente a limitaciones de tipo metodológico y a la propia naturaleza de Directivas anteriores. Por otro lado, el número y tipo de campos identificados en una cartografía bionómica difieren entre regiones o Comunidades Autónomas, debido a variaciones de los criterios metodológicos adoptados por las diferentes administraciones encargadas de realizar los estudios bionómicos, en las diferentes regiones autonómicas y en los diferentes momentos en que han sido ejecutadas. Esta disparidad obliga a adoptar criterios de homogenización que obligan a su vez a simplificar aún más la variedad de tipos de hábitats/comunidades.

***Tabla 5*. Items (comunidad, asociación, hábitat, etc.) identificados en las diferentes cartografías bionómicas de cada región de la demarcación manejadas para este trabajo y el criterio con que se han agrupado para su homogenización y aplicación de los indicadores.**

Andalucía. Fuente: Ecocartografías (MAGRAMA)	
Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	Comunidad de algas fotofilas infralitorales en regimen calmo Comunidad de algas fotofilas infralitorales en regimen batido Comudidades de algas esciafilas infralitorales en regimen calmo Comunidades con facies de gorgonios
Pradera de *Posidonia oceanica*	Praderas de *Posidonia oceanica* Praderas de *P. oceanica* con *Cymodocea nodosa* Praderas de *P. oceanica* con facies de sustitución de *Caulerpa prolifera* Praderas de *P. oceanica* con facies de sustitución de *C. prolifera* - *Caulerpa racemosa* Praderas de *P. oceanica* con facies de sustitución de *C. racemosa* Praderas de *P. oceanica* en regresión
Mata muerta de *Posidonia oceánica*	Tanatocenosis de *P. oceanica*
Pradera de *Cymodocea nodosa*	Pradera de *C. nodosa* Pradera de *C. nodosa* - *C. prolifera* Pradera de *C. nodosa* - *C. racemosa*
Caulerpa	Caulerpa Pradera mixta *C. prolifera* - *C. racemosa* *C. prolifera* *C. racemosa* Caulerpa sobre tanatocenosis de *P. oceanica*
Fondos blandos infralitorales	Comunidades de arenas finas bien calibradas Comunidad de arenas fangosas en regimen calmo Comunidad de guijarros infralitorales Fangos terrigenos costeros
Fondos blandos infralitorales muy contaminados	Fondos blandos infralitorales muy contaminados
Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero.	Biocenosis de los fondos detriticos costeros
Fondos blandos circalitorales: Detrítico	Detritico enfangado

enfangado	
Maërl	Comunidades de Maërl

Murcia. Fuente: Cartografía Bionómica (CARM)

Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	Algas fotófilas infralitorales en régimen calmo Roca mediolitoral inferior Roca mediolitoral superior Roca supralitoral
Roca circalitoral y/o coralígeno	Coralígeno o Algas esciáfilas circalitorales en régimen calmo Grutas semioscuras y extraplomos.
Pradera de *Posidonia oceanica*	Fondos mixtos de pradera de *Posidonia oceanica* *Posidonia oceanica* y Maërl Pradera de *Posidonia oceánica*
Mata muerta de *Posidonia oceánica*	Mata muerta de *Posidonia oceánica*
Pradera de *Cymodocea nodosa*	Pradera de *Cymodocea nodosa* Praderas mixtas de *Cymodocea nodosa*
Praderas de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceánica*	Praderas mixtas de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceánica*
Praderas de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*	Praderas mixtas de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*
Zostera noltii.	*Zostera noltii.*
Fondos blandos infralitorales	Arenas fangosas superficiales de modo calmo Arenas finas bien calibradas Arenas supralitorales Guijarros infralitorales Guijarros mediolitorales.
Fondos blandos infralitorales muy contaminados	Fondos blandos muy contaminados. Fondos blandos infralitorales muy contaminados
Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero.	Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero.
Fondos blandos circalitorales: Detrítico enfangado	Fondos blandos circalitorales: Detrítico enfangado
Maërl	Maërl

Comunidad Valenciana. Fuente: Cartografía bionómica (GV) y Ecocartografías (MAGRAMA)

Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	B. Fotofila de la roca infralitoral en regimen batido B. Fotofila de la roca infralitoral en regimen calmo B. Fotofila de la roca infralitoral en regimen calmo: Dictyotales
Roca circalitoral y/o coralígeno	B. Coraligeno B. de grutas semioscuras B. de precoraligeno
Pradera de *Posidonia oceanica*	Mosaico pradera viva y mata muerta Pradera mixta caulerpa - posidonia Pradera *P. oceanica*
Mata muerta de *Posidonia oceánica*	Mata degradada Mata muerta
Pradera de *Cymodocea nodosa*	Pradera de *C. nodosa*
Praderas de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceánica*	Pradera mixta Cymodocea - Caulerpa Pradera mixta Caulerpa - Posidonia - Cymodocea Pradera mixta Posidonia - Cymodocea
Caulerpa	Pradera de *Caulerpa prolifera*
Fondos blandos infralitorales	B. de gravas moviles B. de gijarros infralitorales B. arenas finas bien calibradas B. arenas finas de altos niveles B. arenas Fangosas en regimen calmo B. arenas Fangosas en regimen calmo:Fondo de Turritella B. arenas gruesas y gravas finas bajo la accion de las corrientes de fondo Transicion entre las B. de las AFBC y la B. de las AFAN Transicion entre las B. de las AFFC y la B. de las AFBC
Fondos blandos infralitorales muy contaminados	Fondos blandos muy polucionados
Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero.	B. fondos detriticos costeros B. de los FDC sobre MM, entre pasillos de transicion y AFF lajas rocosas.
Fondos blandos circalitorales: Detrítico enfangado	B. fondos detriticos enfangados

Cataluña. Fuente: Proyecto EUSeaMap, Directiva Hábitat y en Cap de Creus Sardà et

al.	
Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	Infralitoral rock and other hard sustrata Algas fotófilas
Roca circalitoral y/o coralígeno	Mediterranean coraligenous communities moderately exposed to hydrodinamic action Precoralígeno de Codium Precoralígeno de Eunicella Precoralígeno de algas esciáfilas Coralígeno de plataforma Coralígeno de Axinella Coralígeno de Paramuricea
Pradera de *Posidonia oceanica*	(Posidonia) Beds *Posidonia oceanica*
Pradera de *Cymodocea nodosa*	*Cymodocea nodosa*
Zostera noltii	*Zostera noltii*
Fondos blandos infralitorales	Infralitoral coarse sediment Infralitoral fine sands Infralitoral sandy mud Cascajo y canto rodado Arenas de playa Arenas medias y gruesas Arenas finas Arenas finas (f. transición) Fangos costeros
Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero	Mediterranean biocenosis of coastal detritic bottoms Mediterranean biocenosis of coastal terrigenous muds Mediterranean communities of shelf-edge detritic bottoms Detrítico costero arenoso
Fondos blandos circalitorales: Detrítico enfangado	Mediterranean biocenosis of mudy detritic bottoms Detrítico costero enfangado

Baleares. Fuente: Proyecto Life, proyecto EuSeaMap, Directiva Hábitat	
Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	Comunidad fotofila sobre… Comunidad de algas fotofilas Comunidades de algas semiesciafilas Comunidad de roca infralitoral Comunidad fotofila de roca infralitoral Roca infralitoral bloques dispersos C. fotofila de roca infralitoral dispersa

	Comunidad esciafila de la roca infralitoral Fondos rocosos Af Pe Ah Pe Af B Alsidium Co So
Roca circalitoral y/o coralígeno	Precoraligeno/ fondos duros _DC_tipico / fondos duros dispersos Comunidad de algas semiesciafilas Coraligeno en bloques Coraligeno Fondos duros semienterrados Fondos coraligenos dispersos Precoraligeno Ae Po Ae Pe
Pradera de *Posidonia oceanica*	Alternancia pradera de *P. oceanica* Haces aislados de *P. oceanica* Pradera continua de *P. oceanica* Pradera de *P. oceanica* Pradera degradada de *P. oceanica* Comunidad de algas semiesciafilas y *P. oceanica* Comunidad mixta de algas fotofilas y *P. oceanica* P. cubetas P. canales Alternancia CRI - Posidonia Alternancia roca infralitoral y Posidonia Alternancia Posidonia degradada y coraligeno disperso Ah Pe & Po Af Pe & Posidonia Ah Pe & Posidonia Po & Pe Posidonia & Sorra Posidonia con cobertura mayor del 70% Posidonia con cobertura menor del 70%
Mata muerta de *Posidonia oceanica*	Mata muerta con haces Mata muerta Rizoma mort
Pradera de *Cymodocea nodosa*	Comunidad de *C. nodosa* y Caulerpa Comunidad de *C. nodosa* profunda

	Cymodocea dispersa Cymodocea densa Sorra & Cn Cn & Cystoceira *C. nodosa*
Praderas de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*	Cn y Zn
Zostera noltii	*Z. noltii* Zn & Caulerpa
Fondos blandos infralitorales	Arenas finas bien calibradas Arenas gruesas sometidas a corrientes Arenas mal calibradas Comunidad de arenas finas Comunidad de arenas gruesas Fondos blandos Fondos blandos inestables Fondos blandos y acúmulos de hojarasca de posidonia Bloques sueltos y gijarros Arenas gruesas y gravillas sometidas a corrientes Alternancia arenas finas y detritico costero típico Sorra Sorra gruixuda Sorra fina Sorra fangosa Fang
Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero.	DC_ SPATANGUS Detritico costero Comunidad de arenas gruesas y detritico Detritico vidalia Detritico vidalia y Eunicella Ripples Detritico Detritico con acumulado de algas libres Detritico de Spectangus y Peyssonnelias libres Detritico costero tipico Detritico costero Spatangus - purpureus Detritico costero - grandes hydrozoos Sorra & Spantangus Sorra & Detritic Detritic

	De & Spantangus
	De & Ae
Maërl	Detritico de Maërl y Peyssonnelias
	Detritico costero de Maërl
	Detritico costero - Maërl

Como se puede apreciar, la heterogeneidad de criterio es muy elevada e incluso algunos de los hábitats/comunidades bentónicos presentes en las cartografías bionómicas de una región no han sido considerados en las otras. Esta heterogeneidad ocurre también con otras fuentes de información a nivel de hábitat y es lo que finalmente limita las posibilidades de evaluación y, en definitiva, el número de componentes de evaluación. Desde luego, una de las lagunas más destacables emergentes de esta primera evaluación será completar esta información a nivel de hábitat, al menos hasta un nivel de detalle mayor, alcanzar una mayor homogeneidad dentro y entre demarcaciones.

A parte de la información bionómica, la disponibilidad de otras fuentes de datos más o menos continuas en el espacio y en el tiempo, que permitan aplicar la evaluación a otros aspectos de la diversidad biológica, es muy escasa y limitada a muy pocos tipos de hábitats/comunidades. En el contexto de la Directiva de Hábitats sólo se ha dispuesto de una valoración del estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia y no de ningún otro hábitat/comunidad en ésta ni en ninguna otra región de la demarcación. La Directiva Marco del Agua aporta una valoración ecológica (escala EQR) de las masas de agua de las diferentes regiones de la demarcación, obtenida a partir de indicadores de infauna bentónica, macroalgas y praderas de *P. oceanica*. Esta información de la DMA es muy útil para la aplicación de indicadores de Estado (criterio 1.3 y 1.6) en comunidades infralitorales de fondos blandos y roca y praderas de *P. oceanica* en relación a presiones que afecten a la calidad del agua. Las redes de seguimiento de *P. oceanica* aportan series temporales de hasta más de 10 años que permiten evaluar las tendencias y tasas de cambio de este hábitat. Sin embargo, toda esta información, como se ve, recae sobre unos pocos tipos de hábitats y apenas existe información para llevar a cabo cualquier tipo de evaluación con el resto de hábitats, excepto algún tipo de evaluación basado en el análisis espacial del impacto de las presiones antrópicas sobre el medio.

En las zonas más profundas, a más de 50 m, la información sobre tipos, distribución y estado de los hábitats/comunidades es comparativamente mucho más escasa y, por tanto, la aplicación de los criterios de evaluación es mucho más limitada que en la zona costera. Los hábitats predominantes de estas zonas más profundas han quedado por lo general fuera del alcance de las Directivas anteriores de forma que apenas se dispone de información adicional de su estado. Tampoco se cuenta con datos de comunidades de fondos rocosos de más de 50 m, a excepción de zonas muy concretas (Oceana, 2011, Sardà *et al.,* 2012). Respecto a las comunidades de fondos blandos profundos, las únicas bases de datos que han sido capaces de proporcionar información útil para evaluar los tipos y características de los hábitat bentónicos a escala de toda la demarcación son las obtenidas en las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo del IEO (MEDITS, ver metodología para la determinación de comunidades de fondos blandos circalitorales y batiales en el apartado 2.2.2.1.1).

En base a lo anterior se han seleccionado un total de 19 hábitats (o conjuntos de ellos) para aplicar la evaluación (*Tabla 6*).

***Tabla 6*. Hábitats en los que se aplica la evaluación.**

ESTRATO BATIMÉTRICO	TIPO DE FONDO/PAISAJE	HÁBITAT/COMUNIDAD
LITORAL/INFRALITORAL	Lagunas costeras	1. Comunidades de lagunas costeras
	Sustrato rocoso	2. Comunidades de roca infralitoral
	Fondos blandos	3. Comunidades de fondos blandos infralitorales
	Angiospermas marinas	4. Pradera de Posidonia oceanica
		5. Pradera de Cymodocea nodosa y Zostera noltii (*)
CIRCALITORAL	FONDOS DUROS	6. Comunidades de roca circalitoral/ coralígeno (*)
	FONDOS BLANDOS	*7.* Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides (*)* 8. Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Spongites fruticulosa (*)* 9. Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina (*)* 10. Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp.(*) 11. Fondos detríticos costeros con *Laminaria rodriguezii*Fondos detríticos costeros con *Halopteris filicina* Fondos detríticos costeros con *Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis (*)* 12. Fondos detríticos costeros con Ascidias solitarias (*) 13. Fondos detríticos costeros con Sinascidias (*) 14. Fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus (*)* 15. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con dominancia de *Stichopus regalis* (*) 16. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con equinoideos (*Gracilechinus acutus*) (*) 17. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con campos de *Leptometra phalangium* 18. Fondos profundos con grandes braquiópodos (*Gryphus vitreus*) (*) 19. Fondos detríticos batiales con Pennnatuláceos (*Funiculina quadrangularis*) (*)

La lista de hábitats/comunidades mostrada en esta tabla no refleja ni mucho menos la complejidad de la diversidad biológica de la demarcación, sino más bien criterios de tipo pragmático adoptados como primera aproximación para abordar las cuestiones demandadas por la Ley 41/2010. Con esto se pretende reflejar la existencia de carencias y lagunas importantes que deberán ser subsanadas en las siguientes fases de la implantación de la Ley. Tras este primer intento de evaluación se deberán invertir esfuerzos para obtener información básica de un mayor número de hábitats/comunidades (además de completar lo que hay) cuyo conjunto sea una representación más fiel de la biodiversidad biológica de la demarcación.

La presente evaluación se ha aplicado sobre aquellos hábitats sobre los que se ha podido disponer de un mínimo de información a nivel de demarcación, el resto de hábitats han sido tratados a parte en una serie de fichas agrupadas en el Anexo IV de este informe (los marcados con un asterisco en la *Tabla 6*). También hay una serie de hábitat evaluados (los de fondos blandos circalitorales) para los que además se ha elaborado la mencionada ficha como información complementaria. En cada ficha se indica la correspondencia de cada hábitat con la clasificación EUNIS, con los tipos de hábitats especiales o predominantes de la Directiva de Hábitats y con las comunidades listadas en el Convenio de Barcelona, y lo que se conoce de su distribución y extensión (si se conoce), sus especies características, presiones e impactos, conservación y grado de amenaza.

2.2.2.1.1. Criterios para la determinación de un hábitat en los fondos sedimentarios circalitorales y batiales

Actualmente no existen criterios o valores umbral en la bibliografía que permitan diferenciar entre un fondo con la presencia de una determinada especie de un fondo en el que esa especie forma un hábitat. Además, tampoco está del todo claro cuando una especie es formadora de hábitat y cuando no. Esta característica es clara para los organismos bioconstructores (como las esponjas, los cnidarios, los bancos de ostras, etc.) pero no todos los organismos formadores de hábitats son bioconstructores (Fraschetti *op.cit.*). Desafortunadamente apenas existe información sobre qué especies pueden considerarse como formadoras de hábitats en fondos circalitorales blandos o en fondos profundos. Por ello, la determinación y selección de los hábitats presentes en estos fondos se ha realizado empleando la información disponible en la bibliografía sobre comunidades de la zona estudiada (Ballesteros 1992; Ballesteros 1994; Massutí y Reñones 2005; Ordines y Massutí 2009; Barberà et al. 2012). El primer paso para su determinación fue la selección de las especies o conjunto de especies, consideradas como estructurantes o formadoras de hábitats. Una vez seleccionadas se introdujo un valor umbral de abundancia por km^2 con objeto de diferenciar aquellas zonas en las que la especie estructurante estaba presente pero no formaba un hábitat, de las zonas que realmente presentaban dicho hábitat. Para todas las especies estructurantes se utilizó un valor umbral de 90 kg/km^2, a excepción de *Funiculina quadrangularis* y *Gryphus vitreus*. Aunque la idoneidad de este umbral no pudo ser chequeada para todas las especies estructurantes, en los casos en los que se tenía información pre-existente (citas antes mencionadas) sobre la localización de alguno de los hábitats (como los hábitats de maërl o los fondos de crinoideos), este umbral fue claramente rebasado, con lo que se estimó que era suficientemente conservador como para detectar los hábitats de la zona dando un margen incluso para abundancias menores a las descritas. Debido al poco peso que tienen los individuos de *F. quadrangularis,* y a la baja capturabilidad de *G. vitreus* (especie cuyos individuos viven semi-enterrados), se optó por un umbral más conservador: 800 individuos/km^2. Siempre y cuando se rebasasen los umbrales descritos se consideró como positiva la presencia del hábitat.

2.3. Fundamentos metodológicos de los criterios e indicadores aplicables

2.3.1. Nivel de especies

2.3.1.1. Grupo funcional reptiles

2.3.1.1.1. Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicador 1.1.2: Patrón de distribución

Se ha subdividido la demarcación en cuadrículas de un grado por un grado con el objetivo de estimar las abundancias relativas de tortuga en función de la capturabilidad para determinar un patrón en la distribución de los ejemplares en esta zona. Para esto se ha realizado una prueba de bondad de ajuste a través del estadístico χ^2 para determinar si la distribución de las capturas para los diferentes artes de pesca en las cuadrículas es aleatoria o responde a un patrón.

Los resultados para la CPUE (nº ejemplares/1000 anzuelos) son la media de la serie histórica de capturas (1999-2010) con un intervalo de confianza al 95%;

2.3.1.1.2. Criterio 1.2: Tamaño de la población. Indicador 1.2.1: Abundancia y/o biomasa de la población

Este criterio no ha podido ser evaluado para el grupo funcional reptiles debido a la falta de datos. Un registro prolongado y sistemático de los varamientos podría ser utilizado para realizar una estima de la abundancia de las poblaciones de tortuga en la demarcación. Al mismo tiempo un aumento del esfuerzo de observación o el desarrollo de campañas cuyo objetivo sea el avistamiento y la evaluación de las poblaciones de reptiles permitirían el desarrollo de este criterio.

2.3.1.1.3. Criterio 1.3: Estado de la población

Para evaluar este criterio se han utilizado las siguientes variables:

- Características demográficas.
- Longitud mayor del caparazón.
- Tasas de fecundidad.
- Tasas de mortalidad.
- Estructura genética.

2.3.1.2. Grupo funcional mamíferos marinos

Ver documento específico para este grupo funcional.

2.3.1.3. Grupo funcional peces

2.3.1.3.1. Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicador 1.1.1: Área de distribución

Este indicador intenta reflejar el rango de distribución de las especies de peces demersales características muestreadas en las campañas científicas del IEO, siguiendo los criterios sobre el buen estado ambiental aplicables al Descriptor 1 a nivel de especies expuestos en la Decisión de la Comisión Europea (2010/477/UE); y está basado en la asunción de que la distribución geográfica (desplazamientos) de las especies está básicamente influenciada por factores ambientales y los cambios que éstos determinan, mientras que la extensión del rango de distribución está más influenciada por el impacto antropogénico.

Para el cálculo de este indicador se produjeron matrices de datos geo-referenciados de presencia/ausencia de las especies más representativas de la comunidad demersal, procedentes

de la serie histórica de campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo BALAR-MEDITS (2001-2011) en aguas de las Islas Baleares y MEDITS (1994-2010) en aguas del Mediterráneo peninsular.

La elección de las especies se hizo en base a los siguientes criterios:

- aparece en más del 50% de las campañas (más de 6 años).
- Se capturaron al menos 20 ejemplares en aquellas campañas en que aparece.
- Apareció al menos en 5 lances, para garantizar un mínimo de distribución espacial.
- Además, las especies con un carácter pelágico o meso-pelágico como *Argyropelecus hemigymnus, Boops boops, Capros aper, Centracanthus cirrus, Deltentosteus quadrimaculatus, Hymenocephalus italicus, Lampanyctus crocodilus, Macroramphosus scopolax, Sardina pilchardus, Spicara smaris, Trachurus mediterraneus, Trachurus picturatus* y *Trachurus trachurus* (Moranta *et al.*, 1998) fueron excluidas debido a que el tipo de arte utilizado (arrastre de fondo con una abertura vertical de aproximadamente 3 m) no se consideró un muestreador adecuado para especies con este comportamiento.

El área muestreada durante las campañas fue dividida en cuadrículas de 10x10 millas (haciendo un total de 88 cuadrículas), basándose en que las especies consideradas son, en su mayoría, móviles, y por lo tanto no limitadas a un hábitat bentónico muy concreto. A partir de aquí, se calculó el porcentaje de cuadrículas con presencia de una determinada especie respecto al total de cuadrículas muestreadas a lo largo de la serie histórica.

Dado que el muestreo es aleatorio estratificado y que, dependiendo de la meteorología, el número de cuadrículas cubiertas varía entre años, fue necesario estandarizar los porcentajes para hacerlos comparables de unos años a otros dividiendo el porcentaje de cada año por el ratio máximo de cuadrículas muestreadas en la serie histórica de la siguiente manera:

$$\%\ cuadriculas = \frac{\frac{C+_y}{C_{tot}}}{\frac{Cmy}{Cmax}}$$

Donde *C+y* es el número de cuadrículas con presencia en el año *y*, C_{tot} el número total de cuadrículas en el área, *Cmy* es el número de cuadrículas muestreadas en el año y, y *Cmax* el máximo de cuadrículas muestreadas en un mismo año. Estos porcentajes de presencia estandarizados permiten observar las tendencias temporales a lo largo de la serie histórica para cada una de las especies consideradas.

Además se ha clasificado las especies en vulnerables (estrategia vital tipo *k*: caracterizadas por su crecimiento lento y bajo potencial reproductivo; p. ej. *Raja clavata*) u oportunistas (estrategia vital tipo *r*: más afectadas por los factores ambientales, alto potencial reproductivo, crecimiento rápido y de pequeño tamaño; p. ej. *Gadiculus argenteus*).

El BEA, al que se debe tender, se ha definido en el caso de las especies tipo *k* como el mantenimiento o incremento del porcentaje de presencia en cuadrículas, mientras que en el caso de las especies tipo *r* se ha definido como la reducción o mantenimiento de ese porcentaje.

La tendencia de cada especie respecto a su rango de distribución fue evaluada en una escala de tres estados: “creciente”, “estable” y “decreciente”. Cada especie se asignó a un estado u otro dependiendo del valor de la pendiente de la regresión lineal aplicada a la serie histórica de porcentajes de aparición estandarizados. Así, a las especies con pendientes significativas con valores positivos y negativos se les asignó como rango de distribución “creciente” y “decreciente”, respectivamente, mientras que a las especies con pendientes no significativas se les asignó un rango de distribución “estable”. El grado de significancia de la pendiente fue determinado mediante análisis de la varianza (ANOVA).

El porcentaje de especies que presentan condiciones favorables respecto a la obtención del BEA se comparó, mediante la utilización del test binomial, a una proporción que teóricamente se produciría al azar (el 50%) para obtener un balance global del estado de la comunidad de peces demersales.

***Tabla 7*. Clasificación de las especies seleccionadas según su estrategia vital. k: especies caracterizadas por su crecimiento lento y bajo potencial reproductivo; r: alto potencial reproductivo, crecimiento rápido y de pequeño tamaño. Demarcación levantino-Balear (Baleares).**

Especie	Estrategia
Arnoglossus rueppelii	*r*
Arnoglossus thori	*r*
Blennius ocellaris	*r*
Coelorinchus caelorhincus	*r*
Chelidonichthys cuculus	*r*
Chelidonichthys lastoviza	*r*
Chlorophthalmus agassizi	*r*
Citharus linguatula	*r*
Gadiculus argenteus	*r*
Galeus melastomus	*k*
Glossanodon leioglossus	*r*
Helicolenus dactylopterus	*k*
Lepidorhombus boscii	*k*
Lepidotrigla cavillone	*r*
Merluccius merluccius	*k*
Micromesistius poutassou	*r*
Mullus barbatus	*r*
Mullus surmuletus	*r*
Nezumia aequalis	*r*
Pagellus acarne	*r*
Pagellus erythrinus	*r*
Peristedion cataphractum	*r*
Phycis blennoides	*k*
Raja clavata	*k*
Scorpaena notata	*r*
Scorpaena scrofa	*k*
Scyliorhinus canicula	*k*
Serranus cabrilla	*r*
Serranus hepatus	*r*
Synchiropus phaeton	*r*
Trachinus draco	*r*
Trigla lyra	*k*
Trisopterus minutus	*r*
Zeus faber	*k*

***Tabla 8*. Clasificación de las especies seleccionadas según su estrategia vital. *k*: especies caracterizadas por su crecimiento lento y bajo potencial reproductivo; *r*: alto potencial reproductivo, crecimiento rápido y de pequeño tamaño. Demarcación Levantino-Balear (Península).**

Especie	Estrategia
Antonogadus megalokynodon	*r*
Arnoglossus laterna	*r*
Arnoglossus rueppelii	*r*
Arnoglossus thori	*r*
Blennius ocellaris	*r*
Callionymus maculatus	*r*
Cepola rubescens	*k*
Chelidonichthys cuculus	*k*
Chelidonichthys lastoviza	*k*
Citharus linguatula	*r*
Coelorhynchus coelorhynchus	*r*
Conger conger	*k*
Deltentosteus quadrimaculatus	*r*
Diplodus annularis	*r*
Gadiculus argenteus	*r*
Galeus melastomus	*k*
Gobius niger jozo	*r*
Helicolenus dactylopterus	*k*
Hymenocephalus italicus	*r*
Lepidopus caudatus	*r*
Lepidorhombus boscii	*k*
Lepidotrigla cavillone	*r*
Lesueurigobius friesii	*r*
Lophius budegassa	*k*
Lophius psicatorius	*k*
Merluccius merluccius	*k*
Micromesistius poutassou	*r*
Mullus barbatus	*r*
Mullus surmuletus	*r*
Nezumia aequalis	*r*
Pagellus acarne	*r*
Pagellus bogaraveo	*r*
Pagellus erythrinus	*r*
Phycis blennoides	*k*
Scorpaena notata	*k*
Scyliorhinus canicula	*k*
Serranus cabrilla	*r*
Serranus hepatus	*r*
Spicara maena	*r*
Symphurus nigrescens	*r*

Trachinus draco	*r*
Trachyrhynchus scabrus	*k*
Trisopterus minutus capelanus	*r*
Uranoscopus scaber	*r*
Zeus faber	*k*

2.3.1.3.2. Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicador 1.1.2: Patrón de distribución

Este indicador está basado en los mismos conceptos y datos enunciados para el indicador 1.1.1, es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas capturadas en las campañas BALAR-MEDITS y MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares y de la península respectivamente, y se han utilizado los datos geo-referenciados de presencia/ausencia ya comentados en el cálculo del indicador 1.1.1. En este caso se han estudiado los porcentajes de presencia de estas especies en los distintos estratos batimétricos buscando posibles cambios en su patrón de distribución, más que en el rango total de distribución en el área cubierta por la campaña (objetivo del indicador 1.1.1). Los estratos muestreados en la serie histórica de campañas analizadas son los que se muestran en las *Tablas 9* y *10*.

Tabla 9. **Estratos batimétricos en las campañas de arrastre BALAR-MEDITS en la demarcación Levantino-Balear (Islas Baleares).**

Estrato	Límites batimétricos
B	50-100
C	101-200
D	201-500
E	501-800

Tabla 10. Estratos batimétricos en las campañas de arrastre MEDITS en la demarcación Levantina-Balear (Península)

Estrato	Límites batimétricos
A	30-50
B	50-100
C	101-200
D	201-500
E	501-800

El cálculo se ha realizado siguiendo el mismo método de estandarización seguido para hacer comparables los datos entre años en el indicador 1.1.1, pero aplicándolo dentro de cada estrato batimétrico de la siguiente forma:

$$\%\ Cuadriculas\ estrato\ A = \frac{CA +_y}{C_{Atot}} \Big/ \frac{CAmy}{CAmax}$$

Donde *CA+y* es el número de cuadrículas con presencia en el estrato *A* el año y, CA_{tot} el número total de cuadrículas en estrato *A*, *CAmy* es el número de cuadrículas muestreadas en el estrato *A* en el año *y*, y *CAmax* el máximo de cuadrículas muestreadas en el estrato A en un mismo año.

Este indicador permite evaluar el patrón de los cambios detectados en el indicador 1.1.1, y estudiar si son debidos a cambios en su distribución batimétrica o si, por el contrario, se debe a cambios en el área de distribución conservando el mismo patrón de distribución batimétrica. La tendencia en los distintos estratos ha sido evaluada igual que en el criterio 1.1.1, mediante regresión lineal y análisis de la pendiente. Se han generado gráficas representando la evolución anual de la variación del porcentaje de cuadrículas con presencia de las especies para los estratos considerados, así como mapas anuales del área estudiada indicando las cuadrículas y estratos con presencia.

2.3.1.3.3. Criterio 1.2: Tamaño de la población. Indicador 1.2.1. Abundancia y biomasa de la población

El criterio 1.2. Tamaño de la población se ha abordado a través del indicador 1.2.1 abundancia y/o biomasa de la población. Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas capturadas en campañas BALAR-MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares entre 2001-2011 y en campañas científicas de arrastre de fondo, en la península de la demarcación Levantino-Balear (Península), MEDITS entre 1994 y 2010 (ver apartado 2.3.1.2.1).

Para el indicador 1.2.1 se propone un cálculo basado en la abundancia media (número/biomasa) de las especies mencionadas mediante la siguiente metodología:

1) Se han calculado los índices estratificados de abundancia/biomasa en las campañas de arrastre demersal para cada una de las especies consideradas (ver apartado 2.3.1.2.1), y se ha estudiado su evolución temporal a lo largo de la serie histórica, considerada uniforme en cuanto a protocolos de muestreo y estratificación. Igual que para el criterio 1.1 la tendencia durante la serie histórica ha sido evaluada mediante el ajuste lineal de los datos anuales tanto de abundancia como biomasa, lo cual ha permitido clasificar las especies en tres categorías: “creciente” (regresión significativa, pendiente positiva), “decreciente” (regresión significativa, pendiente negativa) o “estable” (regresión no significativa).

2) Se ha calculado el valor anual del *standard score* o *Z-score* a partir de la siguiente fórmula:

$$Z = \frac{x - \bar{x}}{\sigma}$$

Donde *x* es el índice anual de abundancia o biomasa, $\bar{x}$ y σ son la media y la desviación estándar de la abundancia o biomasa a lo largo de la serie histórica, respectivamente, y *Z* es el valor anual de la desviación normalizada.

3) El valor de *Z* para la última observación efectuada, indica el estado actual del recurso (Z_{actual}), y se ha utilizado para evaluar el estado de la especie. Para ello se ha comparado Z_{actual} con la media de los valores de *Z* calculados a lo largo de la serie histórica, la cual por definición es igual a 0 y tiene una desviación estándar igual a 1.

4) Al igual que en el criterio 1.1, se ha clasificado cada especie en un tipo de estrategia vital (véase criterios de asignación de las especies a su estrategia vital en el apartado 2.3.1.2.1 *y Tablas 7 y 8).*

5) Con esta clasificación se propone un enfoque variable para definir el BEA según el recurso muestre una tendencia creciente o decreciente. Así, dependiendo de su estrategia vital y tendencia a lo largo de la serie histórica tendremos especies vulnerables (*k*) en regresión (caracterizadas p. ej. por un crecimiento lento, bajo potencial reproductivo, tendencia decreciente en la serie histórica), especies vulnerables (*k*) estables (id. anteriores pero sin tendencia decreciente), especies oportunistas (*r*) (especies más condicionadas por factores ambientales que por la pesca y otros factores independientemente de su tendencia) y se definieron los siguientes objetivos en función de esta clasificación previa:

- Especies oportunistas o *r* con cualquier patrón (creciente o decreciente):

- Cumplirán con los criterios de buen estado ambiental (BEA) cuando el valor de abundancia/biomasa del último año de la serie histórica no varíe más allá de μ±σ, es decir, el valor Z_{actual} tiene que variar entre -1 y +1.

- Especies potencialmente vulnerables o *k*:

- <u>Con tendencia decreciente</u>: Cumplirán con el criterio de BEA cuando el valor de la abundancia/biomasa del último año crezca por encima de la estimación de μ+0.5σ, es decir Z_{actual} debe ser mayor o igual que +0.5.

- <u>Con tendencia estable o creciente</u>: Cumplirán con el criterio de BEA cuando el valor de la abundancia/biomasa del último año se mantenga estable o crezca, y por tanto sea mayor que μ, entendiendo que nunca es malo que las especies potencialmente vulnerables aumenten. Pero aún así se ha de dar un rango de valores negativos que den margen a las fluctuaciones naturales, la variabilidad natural, de una especie que no se encuentra en tendencia decreciente, es decir Z_{actual} debe ser mayor o igual que -0.5.

6) En los tres casos, una vez hecha esta valoración y para evaluar estos objetivos dentro de un marco más general (del criterio 1.2) se comprueba la proporción de especies que cumple con los objetivos fijados; y se determina si esta proporción es lo suficientemente alta para que, basándonos en la distribución binomial, la probabilidad de que este cumplimiento sea debido al azar sea menor del 5%.

2.3.1.3.4. Criterio 1.3: Estado de la población. Indicador 1.3.1: Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas

Para dar respuesta al criterio 1.3 Estado de la población a nivel de especie se ha utilizado el indicador 1.3.1 Evolución del percentil 95 % de distribución de tallas.

Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas capturadas en las campañas BALAR-MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares entre 2001-2011 y en campañas científicas de arrastre de fondo, en la península de la demarcación Levantino-Balear (Península), MEDITS entre 1994 y 2010 (ver apartado 2.3.1.2.1).

Los datos utilizados en los cálculos de este indicador fueron las abundancias estandarizadas (individuos/km^2) por clase de talla de las especies seleccionadas. Con ellos se determinó anualmente la talla por debajo de la cual se engloban el 95% de los individuos de la población de cada especie a lo largo de la serie histórica de campañas.

Este indicador ha sido calculado para cada año de muestreo al fin de poder observar su Evolución temporal**.**

El indicador se calcula estimando el valor anual del percentil 95 de la distribución de tallas de la especie en las campañas seleccionadas. El percentil *p*-iesimo ($0 \leq p \leq 1$) de N valores ordenados (desde el menor al mayor) se obtiene calculando en primer lugar el rango (ordinal) *n*:

$$n = \frac{P}{100} \times N + \frac{1}{2}$$

Donde P es el percentil que se quiere calcular y N el número de muestras.

Se redondea el resultado al entero más cercano, y luego se toma el valor de la variable (Talla) que corresponde a ese rango. Hay que tener en cuenta que el valor redondeado de *n* es el menor entero que supera $\frac{P}{100} \times N$.

Este cálculo ha sido efectuado para las 44 especies de peces y elasmobranquios de la comunidad demersal que se consideran bien muestreadas por cada año de muestreo desde el 1994 hasta el 2010 en las campañas MEDITS en aguas de la península.

Una disminución del valor de este indicador normalmente es índice de una aumento de la presión pesquera (Shin *et al*., 2005).

El objetivo propuesto es identificar tendencias, por lo que se intentó un ajuste mediante regresión lineal a las evoluciones de los percentiles 95% de cada especie. El grado de significancia de la pendiente de estas regresiones fue determinado mediante análisis de la varianza (ANOVA).

Las condiciones de base se establecerán utilizando el método de “condiciones establecidas a partir de un estado anterior” (OSPAR).

2.3.2. Nivel de hábitat

2.3.2.1. Criterio 1.4: Distribución de los hábitats

2.3.2.1.1. Indicador 1.4.1: Área de distribución

2.3.2.1.1.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Indicador relacionado principal: número de lagunas no desecadas

Son formaciones características de mares o regiones en las que el rango mareal es reducido debido a que las corrientes de marea impiden el desarrollo completo de estas estructuras. Se encuentran en todas las costas del mundo representando el 13 % de la línea de costa mundial (Pérez Ruzafa, 1992). En el Mediterráneo se encuentran alrededor de prácticamente toda la cuenca. En la demarcación Levantino-Balear se encuentra el 83´43% (69 lagunas) de la superficie ocupada por el hábitat 1150 (lagunas costeras: lagunas, albuferas, salinas y complejos lagunares) a nivel nacional distribuidas desde la cuenca hidrográfica de Cataluña hasta el norte de Cabo de Gata, y en la demarcación hidrográfica de Baleares *(tabla 41).* La comunidad de Baleares es la que tiene un mayor número de lagunas, y la que menos la comunidad de Murcia. En Cataluña se localizan el 27´1 % de las lagunas de la demarcación, de las cuales el 50 % se encuentran en el Delta del Ebro. El listado mas completo sobre lagunas del litoral mediterráneo español es el realizado por la DH cuyos datos se han utilizado para la redacción del presente informe.

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Indicador: límites de los polígonos de hábitat rocoso

Indicador: número de polígonos de hábitat rocoso por límite administrativo

Los límites de los polígonos de hábitat rocoso son en general muy estables en condiciones naturales a corto y medio plazo. En el límite superior, zonas supra y mediolitoral, su distribución puede variar a largo plazo en función de los cambios de nivel de mar. En la zona infralitoral, es posible identificar cambios estructurales debido a alteraciones naturales en los procesos sedimentarios y variaciones en los regímenes hidrodinámicos que provocan enterramientos o afloramientos de estructuras rocosas. La desaparición de hábitat rocoso a corto y medio plazo puede considerarse como un deterioro provocado generalmente por causas antrópicas, asociadas a cambios en la dinámica sedimentaria y el hidrodimanismo, debido principalmente a infraestructuras costeras (playas artificiales, espigones, diques, puertos etc).

La identificación y seguimiento de polígonos de hábitats rocosos litorales y someros puede hacerse a partir de fotografía aéreas. En zonas infralitorales más profundas, el seguimiento de los cambios en la extensión de las comunidades de arrecifes rocosos, se realiza a través del buceo autónomo, vídeo por control remoto (ROV) o mediante métodos acústicos, sobre todo en aquellas áreas con una extensión considerable, completando la información con verificación sobre el terreno mediante ROV o buceadores. Los datos de cobertura son básicos para la valoración de las estructuras biogénicas y las variaciones tanto espaciales como temporales (Hill et al. 1998).

Un posible indicador del rango de distribución aplicable puede ser el número de polígonos de hábitat rocoso para los diferentes límites administrativos (comunidades autónomas por ejemplo) o en relación a la longitud de la costa, el cual debe de permanecer estable a lo largo del tiempo si no desaparece ningún polígono. Sin embargo, la heterogeneidad en las fuentes de información y cartográficas y la diferencia en la precisión de la cartografía, hacen este indicador poco fiable y las estimas que se realicen estarán con toda probabilidad subestimados.

Los límites de distribución del hábitat rocoso se basan en las cartografías disponibles en la actualidad realizadas con fotografías aéreas, imágenes de satélite o estudios con sonar de barrido lateral. Es básico realizar un mayor esfuerzo cartográfico, identificando con una mejor definición el número de polígonos, sobre todo aquellas unidades de origen biogénico que son especialmente sensibles a las presiones antrópicas.

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

La distribución de los fondos blandos infralitorales está determinada por las condiciones físicas del medio, dado que la fisiografía y geología de la zona asociada con el régimen hidrodinámico determinan la tipología del sedimento depositado (Elliott et al., 1998). En la Demarcación Levantino-Balear diferencias en estas condiciones físicas provocan diferencias en la distribución de este tipo de hábitat. Estos fondos sedimentarios tienden a situarse zonas de acumulación de sedimentos arenosos localizadas frente a ramblas o en los cañones rocosos situados en las plataformas de abrasión frente a costas acantiladas o desembocaduras (Morales et al., 2009). Aspectos naturales como el mayor desarrollo de la plataforma continental en el golfo de Valencia o la presencia del río Ebro condicionan su distribución a lo largo de la demarcación, de modo que mientras en la Comunidad Valenciana o Cataluña representan casi el 50% de la extensión del fondo marino de 0 a 50 m de profundidad, en otras zonas como la Región de Murcia tan sólo representan el 5%.

Este rango de distribución difícilmente es afectado por la presencia de amenazas antrópicas, de modo que un indicador basado en este criterio no permitiría evaluar el estado medioambiental. La presencia de estas presiones habitualmente se refleja en otros criterios como la condición del hábitat. Si bien se puede detectar variaciones en la distribución de las biocenosis establecidas de manera natural en este hábitat debido a la presencia de un impacto, el indicador relacionado con estas modificaciones en la distribución ha sido incluido dentro del punto 1.4.2: Patrón de distribución.

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Indicador relacionado principal: posición de los límites superior e inferior de las praderas de *P. oceanica*.

Los límites superior e inferior de distribución de las praderas definen los rangos de distribución batimétrica del hábitat en cada localidad. A una escala temporal geológica la posición de los límites de las praderas de *P. oceanica* parecen haber experimentado cambios debido a p.e. cambios eustásicos del nivel del mar (Boudouresque et al. 2009). A una escala temporal humana estos límites son en general muy estables en condiciones naturales y los cambios en su posición indican normalmente una regresión de la distribución de la pradera relacionada con los efectos del impacto humano. La evolución de la posición de dichos límites es, de hecho, un indicador ampliamente aceptado del estado ambiental de este hábitat, así como de su dinámica de

recuperación a largo plazo tras una perturbación (Pergent et al. 1995, Boudouresque et al 2006, Luque y Templado 2004, López y Royo et al 2010). Más concretamente, la presión antrópica causa el desplazamiento de límites superiores (someros) hacia isobatas más profundas y de los límites inferiores (profundos) hacia isobatas menos profundas; lo contrario indicaría una progresión o recuperación del hábitat. Se aplican diferentes métodos de marcaje de límites de praderas según las características locales, tipos de impacto y la escala espacio-temporal del objeto de estudio: A) cartografías bionómicas de alta precisión y detalle, B) fotografía aérea (vuelos pasados y actuales) e imágenes de satélite (sólo para los límites superiores someros) y C) marcado de límites mediante la instalación de testigos permanentes por buceadores. El seguimiento de límites mediante métodos cartográficos, y el análisis de imagen basado en fotografía, se aplica para escalas espaciales amplias y a escalas temporales largas (p.e. 10 años); ello depende no sólo de aspectos técnicos, sino también del coste económico de estas técnicas. Por el contrario, el seguimiento de límites mediante marcaje permanente de puntos de la pradera por buceadores se aplica a escalas espaciales más locales y permite determinar la evolución de los límites con una mayor resolución temporal (p.e. anual). Los detalles de estos métodos pueden ser consultadas en diversos manuales especializados (p.e. Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006, Diaz Almela y Marbà 2009, Ruiz et al. 2010). La aplicación de este indicador para la evaluación requerida por la directiva en la demarcación Levantino-Balear sólo será viable en aquellas regiones/áreas en las que se disponga de una cartografía completa y precisa de las praderas de *P. oceanica* y sus límites de distribución y/o estaciones de seguimiento que contemplen el marcaje de límites de pradera y que permita seguir su evolución en el tiempo.

2.3.2.1.1.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES

Indicador principal: profundidad máxima y mínima

Indicador secundario: rango de profundidad “óptimo” (rango intercuartil 25-75)

Indicador principal: latitud máxima y mínima

Indicador principal: longitud máxima y mínima

En cuanto a la profundidad, en el caso de los hábitats obtenidos de campañas de arrastre se ha considerado el rango total, sin excluir puntos atípicos ya que la definición de hábitat ya incluye un filtrado por abundancias. Se facilita también el rango intercuartil, como indicador de las profundidades que agrupan la mayor parte de las presencias, lo que se puede asumir cómo rango óptimo. Respecto a la dimensión geográfica, se ha optado por el rango de latitud y longitud.

2.3.2.1.2. Indicador 1.4.2: Patrón de distribución

2.3.2.1.2.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Indicador: patrón de tipologías de hábitat rocoso

Indicador relacionado principal: patrón espacial de manchas a escala de paisaje.

El hábitat rocoso se presenta con una gran variabilidad estructural, y su patrón espacial está determinado por procesos geológicos y ecológicos (Gimenez Casalduero et al, 2011), por ello es necesario identificar la escala a la que se presentan los patrones. Dicha escala está determinada por la resolución de información en las bases cartográficas. El patrón espacial de la comunidad bentónica sublitoral rocosa puede ser definido mediante la aplicación de índices paisajísticos (Garrabou et al., 1998). Laffoley et al. (2000) reconocen la importancia de adaptar el enfoque de ecología del paisaje al medio marino para establecer un marco de herramientas útiles para la gestión y conservación del medio marino. Las relaciones y procesos ecológicos existentes entre el medio físico y el biológico, quedan reflejados en el paisaje, por lo que el análisis de la estructura y patrón paisajístico puede utilizarse como representación de dichos procesos. Pero para completar el conocimiento de este hábitat es necesario no solo cartografías de precisión, e información sobre la comunidad, sino identificar las diferentes tipologías basadas en las características y complejidad del hábitat, lo que permitirá una comparación realista de los indicadores de estado entre unidades similares. Una posible metodología para la definición de los tipos y patrones de hábitat rocoso está descrita en Gimenez-casalduero et al (2011), identificados los tipos paisajísticos a partir de características geomorfológicas, profundidad etc. A modo de ejemplo, se presentan las categorías descritas para el litoral de la Región de Murcia.

Tipologías paisajísticas del hábitat rocoso (Giménez Casalduero et al, 2011)

- **A1**: Islotes de pequeño tamaño (entre 12 y 190 m^2), con presencia de supralitoral rocoso y muy someras, profundidad media de 0,5 m próximas a la costa, entre 3 y 4 biocenosis. No son muy abundantes.

- **A2:** Estructuras rocosas que no llegan a emerger lo suficiente para presentar supralitoral aunque con presencia de mediolitoral superior, de tamaño variable (entre 91 y 27.000 m^2), poco profundos, profundidad media de 2 m próximos a la costa, la mayoría de los polígonos presentan 3 biocenosis.

- **A3**: Islas e islotes de mayor tamaño que las anteriores categorías, con presencia de supralitoral. Esta categoría puede ser dividida en tres subcategorías. Con mayor complejidad que las anteriores presenta entre 6 y 9 biocenosis. Son los más comunes entre los estudiados en el litoral de la Región de Murcia. La mayoría de las unidaes A3 son alargadas.

  - **$A3_1$:** Islas e islotes de tamaño variable, aunque mayores que las categorías anteriores (entre 200 y 426.000 m2), generalmente, suponen una continuación de la costa rocosa, con una profundidad media de 6 ± 3m. Entre 6-7 biocenosis.

  - **$A3_2$**: En esta categoría se incluyen las islas de mayor tamaño del litoral de la Región de Murcia (entre 6800 y 1.215.000 m^2), con una profundidad media de 20 ± 5m. Presentan 8 biocenosis.

  - **$A3_3$**: Islas grandes (entre 100.000 y 200.000 m^2), con una profundidad media de 50 m. Presentan 9 biocenosis. Son raros pero poseen un gran interés para su conservación.

- **B1**: Bajos sumergidos de pequeño y medio tamaño (900 y 10.000 m^2), sin supra ni mediolitoral, someros con una profundidad media de 5±1m con poca complejidad topográfica; presentan entre 2-3 biocenosis, dominados por algas fotófilas sin presencia de comunidades esciáfilas. Son unidades de forma alargada.

- **B2**: Bajos sumergidos de pequeño y medio tamaño (400 y 10.000 m^2), sin supra ni mediolitoral, someros con una profundidad media de 6 ±1 m; presentan 3 biocenosis entre las que se encuentran las biocenosis de algas esciáfilas por la presencia de grietas y/o extraplomos.

- **B3:** Bajos sumergidos en general de mayor tamaño que los anteriores (1700- 400.000 m^2), sin supra ni mediolitoral, con una profundidad media de 38 ±14 m, presentan gran complejidad topográfica y se han descrito entre 4 y 5 biocenosis. Unidades de forma que tiende a la circularidad

Esta clasificación es una primera aproximación a la categorización de los hábitats rocosos, y para su aplicación es necesario disponer de cartografías bionómicas fiables y una base de datos asociada con la presencia de las características geomorfológicas y bionómicas.

Los métodos para aplicar los índices paisajísticos están descritos por Bell et al (2006). Dichos índices pueden aplicarse a diferentes escalas, por un lado como indicador del patrón del hábitat a nivel de Demarcación o de límite administrativo (comunidad autónoma), o a nivel de categoría del hábitat, si existe información suficiente. Las métricas paisajísticas que de forma complementaria y no redundante pueden definir el patrón del hábitat son (Gomariz Y Giménez-Casalduero, 2007):

CA: Área de la suma de todos los parches de hábitat rocoso para una cobertura concreta, en este caso para la región biogeográfica levantino-Balear, y para cada Comunidad Autónoma.

MPS: Tamaño promedio de parche para el hábitat rocoso;

PSSD: Desviación estándar de la superficie del parche

TE: Suma del perímetro de todos los polígonos de hábitat rocoso

MPE: Perímetro medio para cada parche = TE / NP

NP: Número de parches o polígonos de hábitats rocosos entre los 0 y 50 metros de profundidad;

ED: Densidad de borde: Densidad relativa de los bordes en el área de estudio ED = TE / CA

MSI: Índice medio de complejidad de forma: Suma del perímetro de los parches / raíz cuadrada de la sup. de los parches; Si MSI = 1 expresa máxima circularidad en los parches para polígonos y del cuadrado para archivos raster.

El empleo de estos indicadores sólo es viable en aquellas áreas con cartografías bionómicas con suficiente precisión y definición, lo cual limita bastante su aplicación. Hasta ahora sólo se han aplicado estos indicadores en áreas concretas, como es el litoral de la Región de Murcia (Giménez Casalduero et al 2011), área que se utiliza como ejemplo de la potencialidad de dicho indicador.

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Indicador relacionado principal: Modificación en la distribución de las biocenosis establecidas de manera natural.

Puesto que la repuesta a las distintas presiones antrópicas no se registra en la distribución de este tipo de hábitats, establecer un indicador relacionado con este criterio resulta complicado. Sin embargo, si atendemos a la distribución de las distintas biocenosis que ocupan este hábitat se puede establecer un indicador, ya que la presencia de impactos antrópicos pueden generar cambios en la tipología del sedimento y modificar las biocenosis establecidas de manera natural.

La distribución natural de este tipo de hábitat además de por la hidrografía de la zona está afectada por la profundidad, factor condicionante de la tipología del sedimento. Una zonación en base a la profundidad ofrece una imagen completa del patrón de distribución natural de las biocenosis en los sedimentos marinos (Bellan-Santini et al., 1994, 2002; Peres y Picard, 1964; Pfannschmidt et al., 2001). Se establece que en la zona somera, desde el límite superior hasta 2,5 m a 3 m de profundidad, se sitúan la biocenosis de arenas finas superficiales (SFHN), la biocenosis de guijarros infralitorales (GI) o cuando existe un bajo hidrodinamismo, la biocenosis de arenas fangosas someras en lugares calmados (SVMC). A continuación hasta alrededor de 20 metros de profundidad se sitúa la biocenosis de arenas finas bien calibradas (SFBC) o con un mayor tamaño de grano, se establecen la biocenosis de arenas gruesas y gravas finas removidas por las olas (SGBV) y a más profundidad, la biocenosis de arenas gruesas y gravas finas sometidas a corrientes de fondo (SGCF).

Ante este patrón natural de distribución del sedimento y de las biocenosis asociadas, la presencia de un impacto puede alterar la tipología del sustrato estableciéndose biocenosis con una composición diferente a la correspondiente de manera natural p. e. mediante un incremento en el porcentaje de la fracción más fina del sedimento. En una situación extrema, de alta degradación ambiental, la biocenosis de sedimentos muy contaminados (STP) sustituirá la biocenosis establecida dentro del patrón de distribución natural.

En diferentes estudios y programas de seguimiento ambiental se ha registrado esta sustitución en la distribución de las biocenosis, detectándose cambios en la distribución natural. Sin embargo, en base a los datos disponibles para la realización de este documento, se requiere un mayor esfuerzo a la hora de definir donde la distribución de este tipo de hábitats está afectada por la presencia de una amenaza antrópica. Es necesario recopilar y completar información de la distribución de distintas biocenosis que ocupan estos fondos para poder utilizar este criterio como indicador en la Demarcación Levantino-Balear.

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Indicador relacionado principal: patrón espacial de manchas a escala de paisaje.

Las praderas pueden presentar patrones espaciales fragmentados de forma natural indicando la influencia o limitación de algún factor ambiental (energía hidrodinámica, sedimentación o disponibilidad de luz), pero el impacto de la actividad humana tiende a aumentar el grado de fragmentación del paisaje de las praderas. La fragmentación de praderas continuas en paisajes de manchas las hace más vulnerables a futuras perturbaciones y factores de estrés, y compromete el mantenimiento de sus servicios y funciones (Bell et al. 2006). Por tanto, la caracterización del paisaje de manchas de pradera proporciona indicadores útiles para determinar el estado ambiental de este hábitat. Estos indicadores se basan en métricas propias de la ecología del paisaje, basados en tamaño, perímetro y forma de las manchas o unidades paisajísticas, aplicado tradicionalmente al análisis de las perturbaciones en praderas de angiospermas marinas (Bell et al. 2006) y más recientemente a la valoración de hábitats bentónicos costeros mediterráneos (Giménez et al 2011). Los métodos para aplicar este descriptor están descritos por Bell et al (2006) y Giménez et al. (2011). El empleo de estos indicadores sólo es viable en zonas con cartografías bionómicas con alta precisión y definición, lo cual limita bastante su aplicación. Hasta ahora no se han aplicado estos indicadores en este hábitat en la costa española, por lo que no será

tenido en cuenta en los siguientes apartados de este informe, pero se propone su aplicación en próximas evaluaciones en aquellos casos en que se disponga de cartografías precisas.

2.3.2.1.2.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES

Este criterio no va a ser evaluado. El patrón hace referencia a la forma en la que el hábitat se distribuye en el espacio (al azar, agregado, de manera uniforme). Se trata de una información que no está disponible para la mayor parte de los hábitats, ya que requiere de un muestreo específico (ej. transectos de video) que ha sido usado en pocos casos y una cobertura espacial amplia que tampoco está disponible en gran parte de los casos. De esta forma, los datos de campañas de arrastre no permiten establecer la forma en la que los hábitats se encuentran distribuidos en el espacio ya que el resultado final del arrastre es el conjunto de organismos presentes en la zona muestreada, sin que sea posible determinar si estos se encontraban distribuidos homogéneamente a lo largo de toda la zona de estudio o concentrados en un zona concreta.

Posible indicador (Cochrane *et al.*, 2010): proporción de cuadrículas con extinciones y/o nuevas presencias del periodo de los últimos 5 años respecto a periodos anteriores

2.3.2.2. Criterio 1.5: Extensión de los hábitats

2.3.2.2.1. Indicador 1.5.1: Zona del hábitat

2.3.2.2.1.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Indicador relacionado: superficie del hábitat Lagunas

Aunque los hábitat considerados por la EM sean los establecidos por la DH, para dar una respuesta correcta a los requerimientos de la EM en el hábitat laguna solo se deben considerar aquellas lagunas que tienen alguna influencia marina, descartando las que a pesar de su proximidad al mar no tiene ninguna influencia del mismo. A partir de los datos aportados la DH (Soria y Sauquillo, 2009) sobre el hábitat lagunas, no se han podido diferencias todas las lagunas exclusivamente de agua dulce, por lo que los cálculos realizados para este descriptor se han realizado para todas las contempladas en la DH.

La dinámica temporal de estos sistemas conlleva alteraciones fisiográficas importantes a corto plazo por tratarse de ambientes muy fluctuantes y de gran variabilidad a escala geológica. Su evolución natural tiende a su desaparición por colmatación de sedimentos y de materia orgánica (Soria y Sauquillo, 2009). En la actualidad este proceso se ve acelerado pues casi todas las lagunas del mundo se encuentran sometidas a importantes presiones antropogénicas. Es por este motivo que la evolución de este indicador en el tiempo permite cuantificar la tasa de pérdida de hábitat, aspecto fundamental en la aplicación de las Estrategias Marinas.

Como se indica en la Directiva Hábitats, es de suma importancia la conservación de las comunidades ribereñas tanto por su valor ecológico, como por el papel de auténtico filtros verdes que previene la generación de procesos de eutrofia (Arrojo Agudo, P., 1999; Llorens Pascual de Riquelme, 2004; Álvarez Rojel *et al*, 2009). Son muchas las lagunas en las que se ha eliminado la vegetación ribereña (construcción de urbanizaciones, campos de golf, carreteras y caminos)

(Complejo lagunar dels Aiguamolls del Llobregat, Albufera de Valencia, Parque Natural del Marjal de Pego – Oliva, Mar Menor etc.) alterando en algunos casos de forma irreversible parte del hábitat. En el momento de la realización del presente informe no se ha podido disponer de datos cuantitativos acerca de la evolución de la superficie de las lagunas de la demarcación levantino-balear. Hay numerosas referencias sobre la pérdida de superficie de las lagunas en trabajos científicos (Boira, 1987; Molinet Coll 2006) y páginas web de los parques (Delta del Ebro, Albufera de Valencia etc) pero son pocos los datos cuantitativos sobre cuál ha sido su evolución, estando éstos muy dispersos. Por lo tanto como estado de referencia de este descriptor se considerará la superficie actual de las lagunas.

La superficie actual del hábitat lagunar en la demarcación Levantino-Balear *(figura 129, tabla 41)* se ha calculado sobre las capas de las masas de aguas costeras y de transición de la DMA proporcionadas por el CEDEX y la capa de hábitat del MAGRAMA (DH). Los datos sobre la extensión de las lagunas aportada por la DH son menores que los aportados por la DMA, debido a que en los primeros sólo se han considerado las lagunas y partes de lagunas que tienen un carácter eminentemente dulceacuícola, mientras que en los segundos se han considerado las lagunas en su totalidad mas las aguas de transición y costeras.

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Indicador relacionado: superficie del hábitat rocoso infralitoral

Indicador relacionado: superficie de hábitat rocoso de origen biogénico

Indicador relacionado: superficie de las diferentes categorías de hábitats rocoso descritos

La superficie del hábitat es un indicador compartido con la Directiva Hábitat. Templado et al. (2009) distinguen especialmente entre arrecifes biogénicos y no-biogénicos. Es esperable una estabilidad en el tiempo de la extensión de los arrecifes no biogénicos ya que su cambio dependerá de cambios en las condiciones hidrológicas o al efecto de actividades antrópicas (dragados, playas artificiales, obras costeras, etc.). Sin embargo*, en el caso de los arrecifes biogénicos, la extensión del arrecife es un parámetro importante en relación con la viabilidad del arrecife* (Templado et al. 2009). A medio y largo plazo es posible detectar con cartografía de precisión incrementos en los polígonos rocosos de origen biogénico, lo que no es probable en los no-biogénicos. Sin embargo es posible identificar pérdida en ambas categorías de este hábitat, debido a las acciones antrópicas, sobre todo a las presiones relacionadas con creación de infraestructuras (playas, aportes de sedimentos, puertos, diques etc).

La identificación de los polígonos de hábitat rocoso infralitoral, su superficie y límites de cada uno de ellos necesita, del mismo modo que en otros hábitats, la combinación de diferentes métodos, normalmente empleados en cartografía de comunidades bentónicas marinas: observación directa mediante buceo, sónar de barrido lateral, transectos de vídeo arrastrado, fotografía aérea e imágenes de satélite (Calvín et al, 1989, Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006).

Con la información disponible en la actualidad, se puede realizar una primera aproximación de la superficie del hábitat rocoso, pero a pesar de que la información cartográfica en la Demarcación es abundante (ver sección 1.2), las diferencias de criterios, metodologías, características técnicas y resolución son lo suficientemente variables para poder llevar a cabo análisis comparativos fiables. Por otro lado no existe información diferenciada sobre la extensión de los hábitats de origen biogénico y no-biogénico, salvo contados ejemplos (Ramos-Esplá et al., 2008). Sólo en el litoral de

la Región de Murcia es posible realizar una clasificación de tipos de hábitats rocosos y calcular la superficie por tipologías. Por tanto, los datos aportados en este informe que se basan en estos indicadores y fuentes de información, no pueden considerarse en términos absolutos, ni utilizarse como valores de referencia para futuras evaluaciones. En este informe serán empleados en la sección correspondiente (apartado 2.5 Evaluación del Estado Actual) en el contexto anterior y en términos de un análisis general de la situación actual sobre el tema.

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Indicador relacionado: Superficie del hábitat en riesgo de degradación medioambiental.

Al igual que en el criterio distribución del hábitat, establecer un indicador relacionado con el área ocupada por este tipo de hábitats resulta complicado, dado que únicamente en casos puntuales, como puede ser la construcción de estructuras portuarias, la presencia de una presión antrópica provoca una reducción en el área ocupada por este tipo de hábitat. Sin embargo, aunque no supongan cambios en su extensión, estos hábitats son elegidos habitualmente para la realización de distintas actividades antrópicas frente a otros hábitats que presentan una mayor sensibilidad ecológica (del-Pilar-Ruso, 2011a), de modo que es conveniente determinar que superficie de este hábitat está ocupada por una presión o por su área de influencia.

Se puede establecer un indicador basándose en el área de este tipo de hábitat que es ocupada o afectada por instalaciones costeras, conducciones de vertidos, granjas de acuicultura u otras actividades que puedan modificar la condición natural del hábitat. Estas presiones han de ser identificadas y establecer un buffer de influencia con el fin de determinar que extensión del hábitat está en riesgo de degradación medioambiental (*Tabla 11*). El buffer establecido para cada presión debería ser calculado en base a la tipología de la presión y sus características. La información obtenida de este indicador ha de ser completada en base a los datos obtenidos del indicador Estado de especies y comunidades típicas.

***Tabla 11*. Presiones, área de influencia establecida y unidades identificadas para cada presión en base a la información disponible. EPSAR: Entitat de Sanejament d'aigües; CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas; IHM: Instituto Hidrográfico de la Marina; IEO: Instituto Español de Oceanografía. Fondeaderos CEDEX = fondeaderos oficiales marcados en las cartas marinas; Fondeaderos IEO = fondeaderos no regulados.**

			Unidades de Presión				
Presión	***Fuente***	***Buffer (radio m)***	**Cataluña**	**Comunidad Valenciana**	**Región de Murcia**	**Islas Baleares**	**Andalucía**
Emisarios (nº)	EPSAR	200	-	17	-	-	-

Granjas (nº)	CEDEX	1000-2500	8	16	3	1	4
Cria Moluscos (Km^2)	CEDEX	no aplica	-	-	-	-	-
Fondeaderos (nº)	CEDEX	500	33	32	18	49	17
	IEO		22	16	16	112	1
Extracciones de arena	CEDEX	no aplica	-	-	-	-	-
Playas artificiales (Km)	IHM-CEDEX-IEO	200	38.70	82.19	10.08	0.07	9.14
Costa artificial (Km)	(CEDEX)	500	238.91	199.97	26.00	72.76	11.45

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Indicador relacionado: superficie del hábitat *Posidonia oceanica*

Indicador relacionado: superficie de mata muerta

De la misma forma que se comentó para el indicador 1.4.1 (límites de pradera), el área de la superficie de fondo ocupada por *P. oceanica* es estable a largo plazo y su disminución se encuentran íntimamente relacionadas con el impacto de la actividad humana (Boudouresque et al. 2009). La evolución de este indicador en el tiempo permite, por tanto, cuantificar la tasa de pérdida de hábitat, aspecto fundamental en la aplicación de las EEMM.

Para determinar correctamente la superficie de este hábitat es necesaria la combinación de diferentes métodos normalmente empleados en cartografía de comunidades bentónicas marinas: observación directa mediante buceo, sónar de barrido lateral, transectos de vídeo arrastrado y fotografía aérea e imágenes de satélite (estas últimas sólo aplicables a zonas someras) (consultar más detalles en p.e. Pascualini et al. 1998, Manzanera y Cardell 2002, Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006). Ciertas técnicas acústicas como el sónar multihaz son necesarias para la elaboración de modelos digitales del terreno (batimetría) y cartografía de tipos de sustrato geológico, pero no han demostrado ser útiles en la cartografía de praderas de angiospermas marinas ni otro tipo de hábitat biogenico (p.e. *maërl*).

La dinámica de crecimiento de *P. oceanica* a lo largo de los siglos forma una estructura permanente denominada “mata” formada por rizomas muertos (vivos los 20 primeros cm) compactados por sedimentos que puede alcanzar una potencia de varios metros de espesor. Cuando la parte viva de la pradera situada en la superficie de la mata desaparece a consecuencia de un impacto o perturbación, la mata perdura y puede ser fácilmente detectable y cartografiable mediante las técnicas cartográficas mencionadas anteriormente. Esta mata que ha perdido su parte viva se denomina “mata muerta” y es un testigo inconfundible de la presencia de *P. oceanica* en esa zona en el pasado. En algunas cartografías bionómicas regionales se identifican las superficies de “mata muerta” que puede ser empleado como un *proxy* de la superficie perdida de este hábitat, siempre y cuando se pueda relacionar con la perturbación antrópica que ha originado dicha pérdida. Si bien no se suele disponer de datos que apoyen dicha relación, mediante un análisis de presiones, y su distribución y alcance, si podemos inferir si existe o no correlación entre la presencia de estas áreas de mata muerta y el área de influencia de las perturbaciones

antrópicas. Aunque de forma muy especulativa, para este informe se ha empleado una aproximación de este tipo empleando la información bionómica disponible (apartado 1.2). Las extensiones de mata muerta identificadas en áreas de influencia de determinadas presiones antrópicas (p.e. áreas afectadas por la pesca de arrastre ahora protegidas por arrecifes artificiales) pueden ser expresadas como porcentaje de pradera perdida respecto a la superficie total de pradera viva y mata muerta, que representaría hipotéticamente la superficie de la pradera original. Este cálculo es el mismo en que se basa el Índice de Conservación obtenido a partir de transectos de cobertura a escala local (dentro de clase de indicadores 1.6.1, a continuación).

No obstante, hay que tener en cuenta que las superficies de esta estructura biogénica pueden ser originadas de forma natural (Boudouresque et al. 2009) y, por tanto, su presencia no puede ser siempre atribuida a la influencia de una presión antrópica o a un mal estado de conservación (Moreno et al. 2001). En este sentido, el empleo e interpretación de índices basados en la extensión de mata muerta debe ser realizado siempre con cautela.

A pesar de que la información cartográfica en la demarcación es abundante (ver sección 1.2), se han encontrado importantes limitaciones y dificultades para obtener estos indicadores y emplearlos en esta evaluación. Desconocemos cómo era la distribución original de las praderas, por ejemplo, en los años 50 del siglo pasado, antes de que se iniciara el auténtico desarrollo costero de esta demarcación (y antes de la "industrialización" de la pesca de arrastre), pero existen cartografías de una misma región repetidas en años diferentes que permitirían cuantificar cambios en los indicadores de extensión en un periodo determinado. Sin embargo, las diferencias de criterios, metodologías, características técnicas y resolución son lo suficientemente variables como para que tal análisis comparativo no se pueda realizar directamente (requeriría un trabajo adicional fuera del alcance de este informe). Normalmente, las cartografías más recientes ganan considerablemente en precisión y resolución espacial respecto a las antiguas de forma que los cambios en superficie son claramente debidos a estas diferencias técnicas y no ha la dinámica de las praderas. Algunas cartografías, pero no todas, distinguen una capa denominada "mata muerta" que podría ser empleada como estima de la superficie de pradera perdida o destruida. Sin embargo, las variaciones en el método y criterio para identificar fondos de mata muerta en las diferentes cartografías regionales pueden dar lugar a errores importantes de interpretación. Por otro lado, esta capa de "mata muerta" no existe en algunas cartografías regionales y existen amplias áreas geográficas en las que la precisión de la cartografía bionómica no permite un análisis fiable de la extensión de las praderas o simplemente no existe información cartográfica. Por tanto, los datos aportados en este informe basados en estos indicadores y fuentes de información no pueden ser tomados en términos absolutos, ni ser empleados como valores de referencia para futuras evaluaciones. En este informe serán empleados en la sección correspondiente (apartado 2.5 Evaluación del Estado Actual) en el contexto anterior y en términos de un análisis general de la situación actual sobre el tema.

2.3.2.2.1.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES

Indicador principal: área ocupada por cada tipo de hábitat.

Indicador secundario: frecuencia de ocurrencia por cuadrícula de cada hábitat (en caso de que no se disponga de cartografiados continuos).

Indicador secundario: porcentaje de estrato batimétrico ocupado por el hábitat.

En los casos en que se dispone de cartografiados continuos bien por estudios de cartografiado bionómico o de recursos se ha podido desarrollar el indicador principal. En casos donde la información está basada en estaciones de muestreo fijas, como es el caso de los hábitats circalitorales y batiales sedimentarios que se evalúan principalmente a partir de los datos de campañas, la aproximación ha sido por porcentaje de cuadrículas. También se ha calculado el porcentaje de estrato batimétrico ocupado por cada hábitat, con el objetivo de definir mejor el escenario de aparición con miras a evaluar posibles cambios.

2.3.2.3. Criterio 1.6: Estado de los hábitats

2.3.2.3.1. Indicador 1.6.1: Estado de las especies y comunidades típicas

2.3.2.3.1.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

La evaluación del estado o condición de las lagunas se basan en sus biocenosis asociadas. En el listado de especies características y diagnósticas del hábitat 1150 de la DH, resalta el hecho de que la mayoría de las especies de plantas, algas y animales recogidas son típicas de ambientes de aguas dulces, lo que indica la naturaleza de la mayoría de las lagunas incluidas en el hábitat. Es necesario realizar un esfuerzo de documentación para incluir otras especies de carácter marino como la fanerógama *Cymodocea nodosa*, o peces como el *Hippocampus guttulatus* entre otros, que además de ser especies que forman hábitats prioritarios o se encuentran recogidas en listados internacionales de especies amenazadas, son indicadores del estado ambiental y ecológico de las lagunas costeras con una mayor influencia marina.

Según lo establecido en la DMA los *elementos de calidad biológica* utilizados para establecer el estado ecológico de las masas de agua de transición y costeras son:

- composición, abundancia y biomasa del Fitoplancton especies, índices de diversidad, equitatividad etc.). composición y abundancia de macroalgas.
- Composición y abundancia de Vegetación de ribera, matas y carrizal
- composición y abundancia de invertebrados bentónicos
- Composición, abundancia y estructura de edades de la ictiofauna.

Fitoplancton: Es uno de los subindicadores determinantes de la calidad ecológica establecidos en la Directiva Marco de Aguas (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000). Depende de las condiciones físicas e hidrológicas (luz, temperatura, turbulencia del agua, tasa de renovación del agua), de la composición química del agua (nutrientes, materia orgánica, oligoelementos etc.) y de factores biológicos (depredación por parte de filtradores planctónicos etc.). Es adecuado para la descripción del estado trófico de las lagunas, la detección y seguimiento de presiones fisicoquímicas como la Eutrofización (nitrógeno y fósforo) y contaminación orgánica (soluble y particulada), así como de las presiones hidromorfológicas (cambios en las tasas de renovación de las masas de agua). Es un indicador de cambios a corto plazo.

Se expresa en términos de biomasa del fitoplancton. En el Mediterráneo se acordó no utilizar la diversidad taxonómica ni la abundancia para establecer estado ecológico teniendo en cuenta el elemento fitoplacton, tan solo se tiene en cuenta la clorofila a, tal como queda dicho en la Orden de Instrucción de Planificación Hidrológica y en los resultados de la segunda fase de intercalibración de las métricas de la Directiva Marco del Agua. Para la clasificación de la concentración de clorofila-a se propone adoptar la escala de valores límite definidos por la OCDE para la clasificación trófica de lagos y embalses (1982). El valor del subindicador se define como la clasificación media de ambas valoraciones.

En el Mar Menor se observó la existencia de unos picos de clorofila de febrero a abril del 2010 (4´7, 2´6 y 3´8 microgr/l).Como se verá mas adelante la calidad de las masas de agua en función de este elemento se definió como de BUENA.

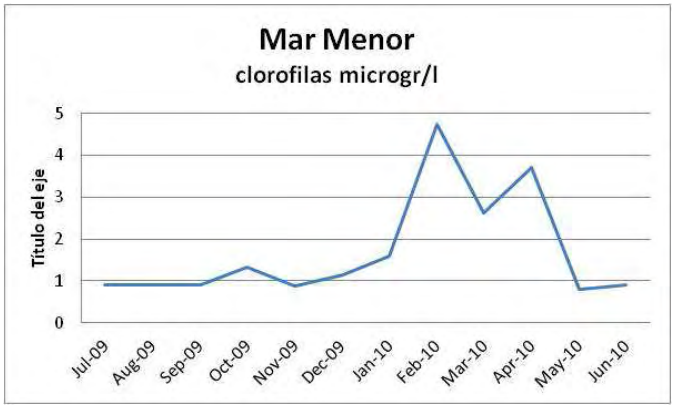


Figura 4. **Evolución de la concentración de clorofila a en el Mar Menor.**

En el momento de la redacción del presente informe no se han podido obtener los resultados de este subindicador en otras áreas de la demarcación levantino Balear (a excepción del Mar Menor). En algunas de ellas se ha dispuesto directamente de la valoración que los índices aplicados dan sobre la calidad de las masas de agua.

Macrófitos (macroalgas y angiospermas marinas). Este subindicador es uno de los parámetros determinantes de la calidad ecológica establecidos en la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000). Se considera útil para la detección y seguimiento de las presiones fisicoquímicas que producen reducción de la transparencia del agua, cambios en la mineralización (conductividad y salinidad) y eutrofia, así como de las presiones hidromorfológicas que producen cambios en los periodos de inundación de los humedales, variación de las características morfológicas de las cubetas etc. Son indicadores de cambios producidos a corto, medio y largo plazo.

Se expresa los resultados en riqueza de especies en términos de Riqueza específica, diversidad taxonómica (en el Mar Menor: Índice de Margalef e I. de Shannon, Albufera de Valencia (I. de Shannon) y abundancia de los macrófitos. En el Mar Menor se ha determinado también el porcentaje de especies oportunistas y porcentaje de especies sensibles que se tendrán en cuenta en el índice utilizado para la determinación del estado de la masa de agua. Las asociaciones de

Cystoseira spp. son consideradas como las comunidades mas maduras en las costas del Mediterráneo con alto o moderado hidrodinamismo, alta irradianza y buena calidad de agua. Las diferentes especies de este género tienen diferente valor ecológico, siendo utilizada su presencia para determinar la calidad del agua. Por esto en el Mar Menor también se ha calculado la cobertura de *Cystoseira* en tanto por ciento.

Según la Instrucción de Planificación hidrológica el subindicador se expresará el Mediterráneo por medio de los índices CARLIT/Benthos. En el Mar Menor se ha utilizado el índice Benthos.

En el caso de L´Albufera de Valencia se complementa el subindicador con un componente que expresa la superficie de lago ocupada por macrófitos (en una determinada época del año) expresada como índice sobre la superficie libre del lago, que es la superficie del lago, menos la superficie ocupada por matas y carrizal.

En el momento de la redacción del presente informe no se han podido obtener los resultados de este subindicador en las distintas DMAs de la demarcación levantino Balear. En algunas de ellas se ha dispuesto directamente de la valoración que los índices aplicados dan sobre la calidad de las masas de agua.

Vegetación de ribera, matas y carrizal. Este subindicador es uno de los parámetros determinantes de la calidad ecológica establecidos en la Directiva Marco de Aguas (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000). En España se ha desarrollado un índice de Calidad de Riberas (QBR) que analiza la cobertura de la vegetación de ribera, su estructura o grado de madurez, la complejidad y naturalidad del sistema y el grado de alteración del canal fluvial. Aunque este índice se emplea para cauces fluviales, en la Albufera de Valencia se propuso emplear la técnica para la calificación de los carrizales de ribera del lago (http://www2.chj.gob.es/albufera/01_WEB_ED/01_AV_DSAV/04_GA/01_MC/Modelo_conceptual .htm). El índice QBR permite la evaluación y determinación de la calidad de los sistemas ribereños de un modo cuantitativo. Está basado en la valoración de cuatro parámetros básicos: Cobertura total de la vegetación de ribera, Estructura o grado de madurez, Complejidad y naturalidad del sistema, Grado de alteración del canal fluvial.

Este subindicador no se suele aplicar para la determinación del buen estado ambiental en lagunas, pero dada la importancia que los humedales circundantes tienen sobre el estado ecológico de los cuerpos lagunares, sería conveniente que un grupo de expertos valorase el uso de índices de este estilo como indicadores del buen estado ambiental lagunar.

*Invertebrados bentónicos***.** Este subindicador es uno de los parámetros determinantes de la calidad ecológica establecidos en la Directiva Marco de Aguas (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000). Los invertebrados están siendo utilizados desde hace decenios como bioindicadores de la calidad del agua, como complemento a muestreos fisico-químicos. La relación entre biodiversidad, abundancia y presencia de especies sensibles y la calidad del agua está bien establecida. La respuesta de los invertebrados a presiones fisicoquímicas (contaminación orgánica y por metales u otros contaminantes, eutrofización, cambios en la mineralización del agua) y presiones hidromorfológicas (cambios en las tasas de renovación y aportes de aguas dulces, alteración de la morfología de la laguna) es más sostenida y menos variable, por lo que es un buen indicador de cambio. Indican alteraciones a medio y largo plazo pues sus especies tienen un ciclo de vida que va de un mes hasta un año. Tiene un valor

indicador entre otros elementos biológicos con tiempos de respuesta más corto (fitoplancton) o más largo (peces)

Se expresan los resultados diversidad (I. de Shannon), porcentaje de especies sensibles y porcentaje de especies oportunistas. Según la Instrucción de Planificación hidrológica el subindicador se expresará el Mediterráneo por medio del índice MEDOCC.

La calidad de la masa de agua del Mar Menor fue de BUENA teniendo en cuenta este elemento biológico.

Desarrollo de un índice de Integridad Biótica basado en los poblamientos ícticos de las lagunas.

En la DMA (WFD CIS Guidance Document Nº 13) se propone el uso de los peces como uno de los elementos de calidad biológica a tener en cuenta para definir el buen estado ambiental de los hábitats marinos españoles en el caso de las aguas de los ríos, lagos y aguas de transición., pero no en el caso de las aguas costeras. El grupo de expertos que elaboró la metodología para establecer según la DMA el estado ecológico en la Confederación Hidrográfica del Ebro (Ministerio de Medio Ambiente) propone también el uso de los peces como indicadores por diferentes motivos:

-Por su longevidad frente a otros organismos, son testigos de presiones e impactos en las masas de agua y en los hábitats.

- Incluyen diferentes niveles tróficos, y se encuentran cerca del vértice de la pirámide trófica. De este modo la composición y estructura de la comunidad íctica integra la información de los niveles tróficos inferiores (algas e invertebrados), reflejando el estado de calidad de todo el ecosistema acuático.

- Debido a su movilidad su valor indicador se refiere a la escala de meso-hábitat, frente a los poblamientos algales y de la macrofauna que se refieren a una escala de microhábitat.

Los peces son útiles para la detección y seguimiento de las presiones hidromorfológicas que modifican el hábitat por medio de cambios en el intercambio de aguas laguna-mar, laguna-río, mar-laguna-río, cambios en la vegetación y el tipo de sustrato, así como de las presiones físico-químicas que produzcan contaminación del agua, eutrofia y aparición de algas tóxicas y desoxigenación del agua.

Por lo tanto se propone el desarrollo de un *Indice de Integridad Biótica* adaptada a las lagunas del litoral español semejante al desarrollado para los ríos de Cataluña (Sostoa et al, 2003). Sería recomendable el desarrollo de una proyecto simlar al "European Fish Index. Evaluando el estado ecológico mediante indicadores biológicos" de los ríos europeos, aplicado a las lagunas europeas tanto costeras como más continentales.

Desarrollo y Aplicación de indicadores basados en angiospermas marinas dominantes en lagunas costeras (Cymodocea nodosa)

Las lagunas costeras de la demarcación son hábitat donde se dan condiciones óptimas para el desarrollo de comunidades dominadas por angiospermas acuáticas, tanto marinas como de aguas salobre de las especies *Cymodocea nodosa*, *Ruppia spp, Zostera noltii y Potamogeton spp.* Algunas como *C. nodosa* son comunidades dominantes, muy extensas y abundantes, en estos ambientes marinos lagunares por lo que son buenos candidatos para su aplicación como indicadores del estado ecológico de forma similar a *P. oceanica* en aguas abiertas (ver apartado correspondiente a *P. oceanica*). Actualmente ya está siendo utilizada en el Delta del Ebro mediante la aplicación del

índice multimétrico CYMOX desarrollado específicamente para ello (Pérez et al. En prensa; Marta Péres, com. Pers.)

Para más información consultar Anexo IV Hábitat lagunas.

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Indicador: Índice de riqueza

Indicador: índice de diversidad de especies (Shannon)

Indicador: Nº de especies catalogadas o especies clave por categoría/tipo de hábitat rocoso

Indicador: CARLIT

Los indicadores para evaluar el estado o condición del hábitat rocoso se basan principalmente en la riqueza de especies, la diversidad específica, asociaciones, biocenosis y/o comunidades, sin embargo estos valores varían en función de parámetros como la profundidad, la complejidad estructural, topografía etc.; p.e.la complejidad del hábitat favorece la riqueza de especies y su abundancia (García Chartón y Perez-Ruzafa, 2000). Por ello, es necesario identificar la escala donde los patrones de distribución son estables y la clase de biotopo presente características similares, que permitan un análisis realista entre unidades comparables. Como primer paso de la evaluación del estado de conservación del hábitat, es necesario llevar a cabo una tipología de clases de hábitats rocosos de una zona concreta, identificando los caracteres intrínsecos de cada tipo y las peculiaridades que los diferencian de los demás (Zacharias y Roff, 2000, Giménez-Casalduero et al, 2011). Por otra parte, se considera necesario establecer una herramienta idónea para la detección de los distintos impactos antropogénicos. Es decir, una herramienta universal, accesible para los distintos técnicos y/o investigadores, viable y poco costosas en tiempo y dinero (Del Pilar Ruso, 2011). Existen diferentes razones por las que la búsqueda de especies indicadoras universales es infructuosa. La composición de especies varía en función de las características fisicoquímicas, biológicas y ambientales. Además, las especies sensibles utilizadas en algunos índices son específicas de uno o dos tipos de perturbación. Y una especie indicadora puede ser sensible a un tipo de contaminante pero a su vez tolerante a otro (Olsgard and Gray, 1995).

También existen numerosas dificultades a la hora de analizar la totalidad de la comunidad a nivel de especie. Debido a ello Ellis (1985) propuso la posibilidad de identificar los organismos a niveles taxonómicos superiores (familia, orden). Esta aproximación conocida como “Suficiencia taxonómica”, establece la posibilidad de identificar los organismos a un nivel taxonómico superior a especie, sin dar lugar a una pérdida significativa de información en la detección de cambios en las poblaciones sometidas a un estrés ambiental. Por lo tanto, la Suficiencia Taxonómica es un recurso para la estimación de los efectos de una perturbación en la estructura de la comunidad, reduciendo los costes relacionados con la precisión de los análisis taxonómicos, permitiendo, a su vez, ampliar la replicación espacial y temporal (Willians and Gaston, 1994; Balmford et al. 1996, Del Pilar Ruso, 2011). Otra aproximación consiste en optimizar el tiempo, seleccionando un grupo representativo (“surrogate”en inglés) e identificar ese grupo a nivel de especie (Giangrande et al 2005). En este sentido, los poblamientos ícticos pueden ser unos buenos indicadores de la diversidad biológica de un hábitat (Ward et al, 1999).

Los indicadores riqueza (S), calculada como el número de especies, y la diversidad de Shannon (H', Shannon & Weaver, 1949), no pueden ser calculados por falta de información a nivel de especie. Estos índices dependen de la precisión taxonómica de los datos, por lo que deben definirse criterios en la calidad de información, utilizando en su caso, grupos taxonómicos como representativos (surrogates) o niveles taxonómicos equiparables. Los análisis de series históricas deben realizarse teniendo en cuenta los posibles cambios en la identificación de las especies (Magurran, 1988). Debido a la falta de información generalizada sobre los hábitats rocosos, la escasez de estudios específicos y, en caso de existir estudios, la ausencia de series temporales, es imposible realizar los estados de referencia en base a estos indicadores. Sólo en aquellas áreas con información georreferenciada (p.e. Cartografía Bionómica de la Región de Murcia) es posible aplicar el índice de *número de especies catalogadas por tipo de hábitat rocoso*, poniéndose como ejemplo en el presente trabajo, pero sería necesario un mayor esfuerzo en la instauración de protocolos estables de obtención de datos

Indicador: Poblamientos ícticos como indicadores de la comunidad

Los peces son uno de los principales componentes de la biodiversidad marina en los hábitats rocosos infralitorales y son elementos claves para la determinación de la estructura y dinámica de las comunidades, debido a su posición en la cadena trófica o la influencia de las interacciones con otros peces, invertebrados o macroalgas (Arechavala et al. 2008). El patrón de distribución de la ictiofauna está determinado por factores tanto físicos como biológicos, entre otros, la profundidad (Dufour et al, 1995) complejidad del hábitat (García Chartón y Perez-Ruzafa, 2000), variaciones climáticas (Holbrook et al. 1997), o episodios de perturbación o presiones antrópicas (Chabanet et al., 1995). Por otra parte la gestión puede ser la causa de posibles diferencias en los poblamientos ícticos en función del nivel de protección aplicado en una zona concreta (Russ, 2002). Una de las ventajas de la utilización de este grupo como indicador es el poder utilizar técnicas de toma de datos sencillas como los censos visuales de peces. Presentan una serie de ventajas frente a otro tipo de métodos: i) es una técnica facil de aprender; ii) se pueden obtener una importante cantidad de datos de forma rápida y eficiente; iii) no necesita un trabajo de procesado de muestras en laboratorio; iv) es una técnica barata, ya que solo necesita al buceador especializado; v) se pueden obtener numerosas variables de los datos (abundancia relativa, densidad, estructura de talla, composición de especies, riqueza de especies, comportamiento etc.); vi) es una técnica no destructiva, por lo que no causa mortalidad, ni altera la estructura de las poblaciones; y vii) es posible relacionar los datos con la complejidad del hábitat (García-Chartón et al, 2000). Por todo ello, los poblamientos ícticos pueden ser un indicador adecuado, y representativo del estado de conservación de un biotopo dado. Sería necesaria una recopilación de toda la información existente en la Demarcación para poder detectar los vacios e identificar la posibilidad de describir los valores de referencia del hábitat rocoso en base a este grupo taxonómico, utilizando variables como riqueza de especies o diversidad. En caso de carecer de esta información, puede ser un indicador viable para la aplicación de la estrategia marina.

Indicador: Número de especies catalogadas potenciales del hábitat

Pueden utilizarse otras aproximaciones como es el número de especies catalogadas, considerando que cada categoría del hábitat es capaz de asumir un número óptimo de especies claves u objetivo (estructuradoradoras, bioturbadoras, bioindicadoras, interés económico…), debido a sus características geomorfológicas y topográficas. Generalmente, las especies catalogadas presentan una sensibilidad a las presiones antrópicas, que actúan directamente sobre la especie, la población

o el hábitat donde habita. Por ello, la presencia en un tipo de hábitat dado, de especies catalogadas, características de dicho hábitat, será indicativo del buen estado de conservación del mismo o de un buen estado ambiental; mientras que aquellas unidades ambientales que no presentan dichas especies estarán en un estado sub-óptimo o degradado. El número potencial de especies catalogadas de un hábitat depende de las características de dicho hábitat, por lo que en primer lugar hay que identificar unidades comparables (Giménez-Casalduero et al, 2011). La metodología aplicada es mediante muestreo directo con la toma de información por medio de buceo, o mediante control remoto (video o fotografía), con la confirmación de la presencia de especies catalogadas en una localidad dada mediante una lista de verificación ("checklist"). Las ventajas de este método son la rapidez en la toma de información, es un método viable para obtener información como riqueza de especies o datar la presencia de especies raras o poco abundantes; sin embargo, las estimas de cobertura son más sesgadas ya que dependen de la capacidad del muestreador (Connor y Hiscock, 1996; Hisckock, 2001).

Indicador: Identificación de biocenosis y determinación de número de biocenosis

Es importante realizar una caracterización y cuantificación de las biocenosis existentes en un polígono de hábitat determinado y realizar un seguimiento en el tiempo. El método utilizado es principalmente mediante muestreos *in situ* en dichas biocenosis, principalmente dirigidos a las especies clave estructuradoras con escafandra autónoma, o bien, con toma de datos mediante video o Rov (Giménez Casalduero et al. 2011).

La mayoría de las cartografías bionómicas existentes identifican las siguientes biocenosis/facies (Pérès y Picard, 1964; Calvín, 1998, 2003; UNEP/MAP/RAC-SPA, 2006):

Comunidades y Biocenosis

1. Biocenosis de la roca mediolitoral superior (RMS) (*Chtamaletum stellati.* Bouderesque, 1971)

2. Biocenosis de la roca mediolitoral inferior. (RMI)

3. Facies o formación de Verméticos (FV)

4. Asociación de algas fotófilas de la roca infralitoral superior en régimen batido (RIFSB) (*Cystoseiretum strictae.* Molinier 1958)

5. Asociación de algas fotófilas de la roca infralitoral superior en régimen calmo (RIFSC) (*Cystoseiretum crinitae.* Molinier 1958)

6. Asociación de algas fotófilas infralitorales de modo calmo (AFIC)

7. Asociación de algas esciáfilas de la roca infralitoral superior en régimen batido (RIESB) (*Petroglosso-Plocomietum* Molinier 1958)

8. Asociación de algas esciáfilas infralitorales en régimen calmo o precoraligeno (AEIC) (*Udotea. Peussonneliatum.* Molinier 1958)

9. Facies de algas calcáreas incrustantes y erizos (RCIE) (*Lithophyllo-Arbacietum lixula.* Augier y Bouderesque 1976)

10. Biocenosis del coralígeno (en enclave en el infralitoral) (CI)

11. Biocenosis de grutas semioscuras y extraplomos (GS)

Tabla 12. **Especies catalogadas y biogénicas características de las principales comunidades presentes en el hábitat rocoso infralitoral. Se indican las Biocenosis (B) según el Convenio de Barcelona (CB), que caracteriza cada una de ellas, la Región donde está presente (NE Cataluña; LV: Levante; PB: Promontorio Balear); Se identifican aquellas especies que están en el Anexo IV y V de la Directiva Hábitat, especies que están presentes en el Anexo II (especies en peligro o amenazadas) y Anexo III (especies cuya explotación debe regularse) del Convenio de Barcelona y (Sps Bg) aquellas formadoras de arrecifes biogénicos (Basado en Templado et al 2009 y Calvin et al. 1998).**

	CB	B	Regiones			Directiva Hábitats		Convenio Barcelona		
			NE	LV	PB	Anexo IV	Anexo V	Anexo II	Anexo III	Sps Bg.
Macroalgas										
Cystoseira spp (exc. *C. compressa*)			X	X	X			X		
Lithophyllum byssoides (= *L. lichenoides*)	1.5.f.	2	X	X	X			x		X
Mesophyllum alternans	2.4.f.	8	X	X	X					X
Neogoniolithon brassica-florida (= *Spongites notarisii*)	1.5.f.	2	X	X	X					X
Esponjas										
Aplysina aerophoba	2.3	6	x	x	x			x		
Spongia agaricina	2.5		x	x	x				x	
Spongia officinalis	2.4		x	x	x				x	
Tethyum aurantium	2.7		x	x	x			x		
CNIDARIOS										
Astroides calycularis	2.7.f.	8	-	x				x		x
Cladocora caespitosa	2.4.f.		X	X	X					x
Poliquetos										
Filograna implexa	2.8	7,8,10	X	X	X					x
Sabellaria alveolata	1.5.f	2	X	X						x
Moluscos										
Charonia lampas	2.8	7	x	x	x			x		
Dendropoma petraeum	1.5.f.	2		X	X			x		x
Erosaria spurca	2.8	7		x	x			x		
Lithophaga lithophaga	2.7	10	x	x	x	X		x		
Luria lurida	2.7		x	x	x			x		
Pholas dactylus	2.2		x	x	x			x		
Pinna nobilis			X	X	X		X	X		
Pinna rudis	2.5			x	x			x		
Crustáceos										
Homarus gammarus	2.2, 2.5, 2.8	7	x	x	x				x	

Maja squinado	2.2, 2.5, 2.8	7	x	x	x				x	
Braquiópodos										
Palinurus elephas	2.8	7,10'	x	x	x				x	
Scyllarides latus	2.8	7,10'	x	x	x		x		x	
Scyllarus arctus	2.8	7,10'	x	x	x				x	
Briozoos										
Pentapora fascialis (= P. foliacea)	2.8.	7	X	X	X					
Equinodermos										
Asterina pancerii								X		
Centrostephanus longispinus	3.3.	10		X	X	X		x		
Ophidiaster ophidianus	2.8	7,8		x	x			x		
Paracentrotus lividus	2.1-2.5	4,9,8	x	x	x				X	
Peces										
Epinephelus marginatus	2.8	7	x	x	x			x		
Sciaena umbra	2.8	7	x	x	x			x		

Indicador: Índice CARLIT

El índice CARLIT (Ballesteros et al. 2007) es un índice propuesto para realizar el seguimiento de la calidad de agua basada en la cartografía del litoral y la zona sublitoral superior de las comunidades rocosas, aplicado en la zona Mediterránea española para definir la calidad ambiental y el estatus de calidad ecológico (EQR) de la Directiva Marco de Agua.

Esta metodología presenta interesantes ventajas frente a otras: i) es un método rápido y relativamente sencillo; ii) que trabaja con datos georeferenciables de especies sensibles y vulnerables a alteraciones antrópicas (macroalgas e invertebrados sésiles); iii) es un método no destructivo; y iv) no procesar muestras en el laboratorio lo que reduce los costos y el tiempo de trabajo. Una de las limitaciones de este índice es que está basado en la comunidad algal presente en la estrecha franja que supone el límite entre las zonas litoral y sublitoral (franja litoral), obviando los poblamientos sublitorales adyacentes. Sin embargo, puede considerarse un buen indicador de las masas de agua o del estado de la costa, ya que las comunidades de la franja litoral son más propensas a ser afectadas por contaminantes procedentes de vertidos o infraestructuras costeras (Soltan et al., 2001), aunque son menos sensibles a otro tipo de presiones como la sobrepesca y el efecto cascada (Sala et al. 1998).

La descripción de este método puede consultarse en Ballesteros et al. (2007).

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Indicador relacionado: Análisis de la comunidad de invertebrados bentónicos.

Los macroinvertebrados bentónicos, debido a su capacidad de respuesta ante cambios en el ecosistema, son considerados como uno de los bioindicadores más adecuados para el seguimiento ambiental en el medio marino. Sin embargo estas comunidades también están muy influenciadas por parámetros naturales como la profundidad y la tipología del sedimento, lo cual provoca que en los fondos blandos infralitorales se establezcan distintas biocenosis con diferentes comunidades características de cada una de ellas (ANEXO IV ficha fondos blandos infralitorales).

De esta manera, debe de tenerse en cuenta que dependiendo de la biocenosis, la condición de la comunidad así como los valores de diversidad y riqueza variarán de forma natural. Aspectos como

la profundidad y las características del sedimento modifican las especies y comunidades de este tipo hábitats y por lo tanto, su diversidad p.e. en un estudio realizado a lo largo de 518 km de la costa de la Comunidad Valenciana, analizando 13 localidades en base a la composición del poblamiento de poliquetos, se diferenciaron cuatros grupos, con distintos valores de diversidad y riqueza, cuya distribución estuvo relacionada tanto con el tipo de sedimento como con la profundidad (Del-Pilar-Ruso et al. 2011b). Es necesario determinar variaciones naturales en la composición de comunidad antes de establecer un indicador basado en la composición y en la diversidad de las especies características del hábitat.

Aunque a la hora de analizar el estado de una comunidad bentónica y su respuesta a la presencia de un foco de contaminación se han empleado distintos tipos de índices de diversidad (Rosenberg et al., 2004), con base a los datos disponibles para este documento, obtenidos para el desarrollo de la Directiva Marco de Agua, se puede observar una alta variabilidad en los valores de diversidad y riqueza en áreas clasificadas en estado ecológico alto en base al EQR (Ecological Quality Ratio). Representando los valores el número de especies y la diversidad de zonas de la Región de Murcia en estado ecológico alto se observa variabilidad en función de su granulometría *(Figura 5).* Ambos parámetros están muy influenciados por la variabilidad natural, de modo que no siempre muestras una respuesta homogénea a la degradación ambiental.

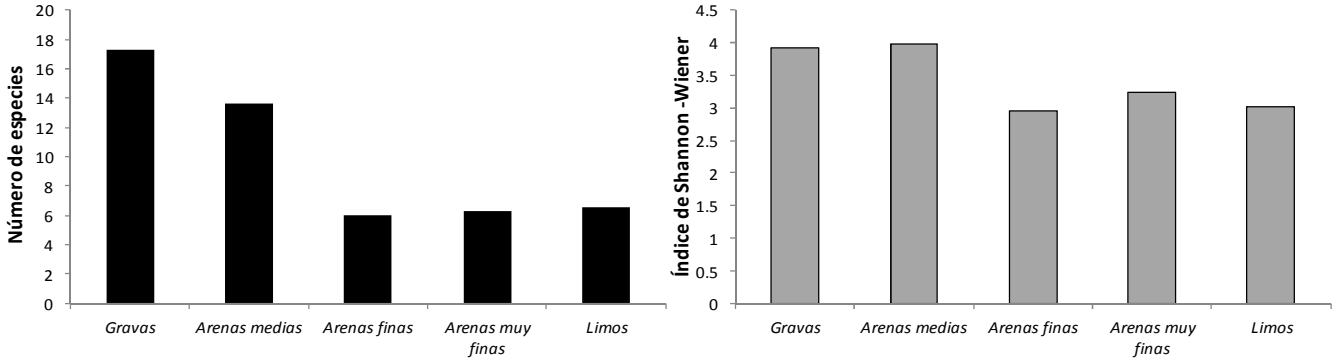


Figura 5. **Valores de riqueza (número de especies) y diversidad (Índice de Shannon-Wiener) de zonas calificadas en estado ecológico alto de la Región de Murcia, indicando la tipología del sustrato.**

Además, según el modelo de Pearson y Rosenberg (1978), en estados iniciales de contaminación orgánica se registra un aumento en la diversidad dado que existen especies con distinta tolerancia a estados de stress, de modo que responderán a cambios ambientales dependiendo del nivel sensibilidad o tolerancia de cada taxón (Ferraro y Cole, 1995). En el informe "WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 4b" los expertos de Grecia, Chipre, España y Francia destacan estos problemas de discontinuidad en la respuesta de los valores de diversidad frente a condiciones de degradación. En este trabajo se observa como el índice de Shannon Wiener responde débilmente ante un gradiente de contaminación establecido a partir del índice LUSI (Flo et al., 2011; Romero, 2011) y el contenido de materia orgánica.

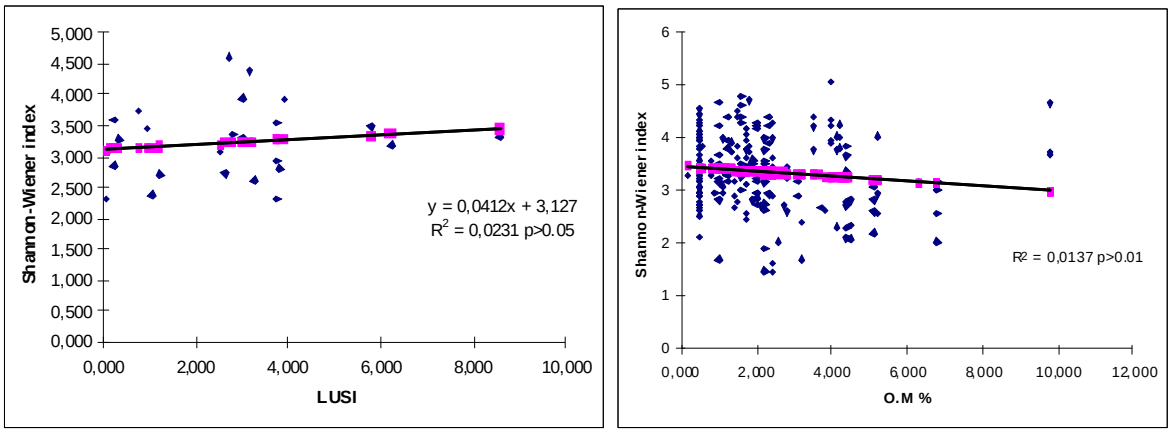


***Figura 6*. Valores del descriptor diversidad (índice de Shannon-Wiener) frente a un gradiente de contaminación (índice LUSI y % materia orgánica). Resultados extraidos del informe: "WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 4b" realizado por Fuensanta Salas y el grupo de expertos "MED-GIG Coastal benthic macroinvertebrates".**

En respuesta a la Directiva Europea 2000/60/CE y con el fin de integrar la información del estado ecológico de las comunidades bentónicas en un sólo valor, se han desarrollado varios índices (ver Diaz et al. 2004, Salas et al, 2006) que permiten establecer el Estado de Calidad Ecológica mediante la combinación de diferentes parámetros de las comunidades bentónicas. Muchos de estos índices se basan en la clasificación de las especies en distintos grupos en función de su tolerancia: AMBI (Borja et al., 2000), BENTIX (Simboura y Zenetos, 2002), BOPA (Dauvin and Ruellet, 2007), MEDOCC (Pinedo y Jordana, 2007). Entre los diferentes índices desarrollados el índice M-AMBI (Borja et al., 2004; Muxika et al., 2007) combina medidas número de especies y el índice de diversidad Shannon con el índice AMBI. Este índice M-AMBI ha sido empleado en diferentes zonas del Mediterráneo, obteniéndose resultados consistentes y adoptándose para la Directiva Marco de Agua en países del Mediterráneo como Italia y Eslovenia (Forchino et al., 2011, Paganelli et al, 2011). La aplicación del índice M-AMBI requiere identificar condiciones de referencia específicas para cada comunidad, sin embargo a pesar de que distintos métodos han sido empleados para establecer las condiciones de referencia (Muxika et al., 2007; Occhipinti-Ambrogi et al., 2009, Paganelli et al, 2011), este proceso resulta complicado debido a la dificultad de definir zonas prístinas (ausencia total o nivel muy bajo de presiones antrópicas) en cada zona costera. Otros autores destacan que el índice M-AMBI otorga demasiada importancia a la diversidad y riqueza (Bakalem et al., 2009, Subida et al., 2012), cuya alta variabilidad natural espacial y temporal reduce la eficiencia de dicho índice (Simboura and Reizopoulou, 2008; Tataranni and Lardicci, 2010). De modo que en la costa mediterránea española se adoptaron para dicha directiva europea otros índices descritos en el indicador 1.6.2.

Con el fin de analizar si la composición natural de especies de este tipo de hábitats se mantiene y por lo tanto la condición de la comunidad no está afectada, existe la posibilidad de analizar la composición de la comunidad bentónica por medio de un análisis multivariante. Las técnicas multivariantes discriminan entre muestras en base a la similitud de la composición de la comunidad. Dentro de estas técnicas el empleo del índice de similitud de Bray Curtis, es de los análisis más adecuados para muestras biológicas (Clarke, 1993; Warwick y Clarke, 1991). Estos métodos son muy sensibles a los cambios de la comunidad (Warwick, 1993), ya que evitan

perdida de información al incorporar matrices de valores de abundancias de cada uno de los organismos que componen la comunidad, de modo que nos permiten detectar variaciones espaciales y temporales en la composición de la comunidad entre distintas muestras y valorar cuando estos cambios son debidos a la presencia de una presión antrópica (Clarke and Ainsworth, 1993; de-la-Ossa-Carretero, 2011, 2012a, 2012b; Del-Pilar-Ruso *et al.*, 2007, 2008, 2010, 2011a; DelValls *et al.*, 1998; Gray et al., 1990).

Incluir análisis de este tipo de técnicas para un indicador basado en la condición de la comunidad puede resultar más complicado que el empleo de otras herramientas, como los índices bióticos, debido a la necesidad de interpretar los resultados y de disponer de zonas de referencia para comparar la composición de la comunidad. No obstante, esta técnica puede ser muy útil para completar la información necesaria para el desarrollo de los indicadores propuestos para los criterios de distribución y extensión de hábitat, ya que permitirá establecer que presiones provocan variaciones en el patrón de distribución de las biocenosis de los fondos blandos infralitorales y que área está siendo afectada por estas presiones.

Por ejemplo en la Demarcación Levantino-Balear, analizando la composición de la comunidad bentónica en zonas afectadas por vertidos de aguas residuales urbanas de la Comunidad Valenciana (de-la-Ossa-Carretero, 2011, 2012a, 2012b; Del-Pilar et al., 2010, 2011a) se observan variaciones en la composición de la comunidad bentónica en estaciones cercanas a los emisarios frente a zonas situadas a cierta distancia (1 km) de estos emisarios *(figura 7)*. Estos resultados nos permiten evaluar cuando este tipo de presión está afectando a la condición de la composición de la comunidad, y si provoca variaciones en el patrón de distribución y que extensión se ve afectada por los vertidos de aguas residuales urbanas.

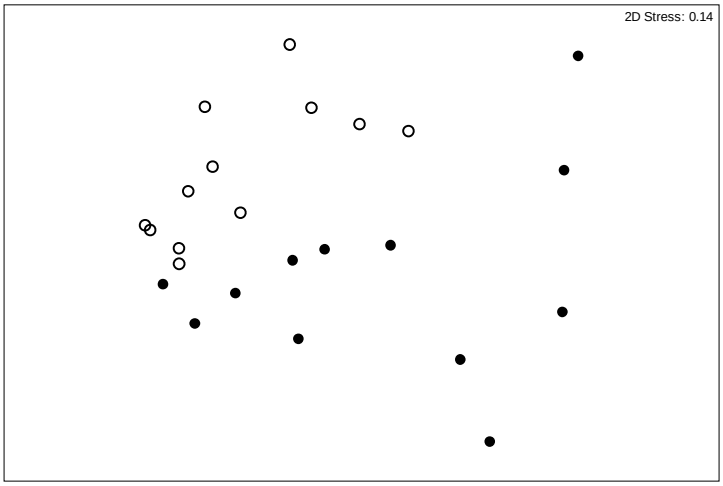


Figura 7. **Gráfico MDS en base a la similitud de Bray-Curtis en la composición de la comunidad bentónica de estaciones afectadas por vertidos de aguas residuales urbanas de la provincia de Castellón (círculos negros) y estaciones situadas a 1000 metros de estos vertidos (círculos blancos) (de la Ossa 2012, Tesis Doctoral, Universidad de Alicante).**

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Los indicadores para evaluar el estado o condición de las praderas de *P. oceanica*, y de las angiospermas marinas en general, se basan en atributos de la estructura y dinámica de la planta o de alguna especie característica, más que en indicadores basados en la estructura de su biocenosis asociada (riqueza de especies, índices de diversidad, etc.) como suele ser normal en otros hábitat bentónicos.

Siguiendo un orden jerárquico de organización propio de las praderas de angiospermas marinas, se indican a continuación algunos tipos de atributos propios de cada nivel que suelen ser empleados para determinar el estado de una pradera respecto a una presión o impacto antrópico determinado o simplemente su dinámica espacio-temporal natural:

Nivel de Pradera/comunidad: grado de cobertura, métricas del paisaje, productividad, abundancia de algún componente clave o típico de la comunidad (herbívoros, Pinna nobilis, epífitos, holoturias, etc.), índices de floración, etc.

Nivel de mancha: densidad de haces, tasas de división y mortalidad de haces, etc.

Nivel de haz individual o "ramet": morfología foliar, crecimiento foliar, proporción de tejidos necrosados, marcas de herbívoros, crecimiento y edad del rizoma, densidad de epífitos, etc.

Nivel fisiológico, celular y sub-celular: ver tabla a continuación.

Nivel genético: marcadores genéticos.

Algunas de estas variables/descriptores pueden estar asociados a un nivel de organización determinado y otros pueden aplicarse en varios niveles, de forma que la aplicación de los descriptores, su método de medición y su interpretación es habitualmente una cuestión de la

escala del objeto de estudio. Por ejemplo, existen diversos tipos de medida de cobertura de la pradera dependiendo de si la escala de interés es la de paisaje (macroescala) o la del patrón de manchas dentro de la pradera (mesoescala); las métricas del paisaje pueden ser aplicadas tanto a escala geográfica como escalas más locales a nivel de paisaje y de mancha, etc.

Debido a la importancia de *P. oceanica* como especie estructuradora del hábitat, en las últimas décadas se ha avanzado de forma considerable en el conocimiento de la ecofisiología y bioquímica de la especie y sobre todo en la relación con las respuestas a estrés abiótico (fundamentalmente nutrientes, irradiancia y salinidad), pero también biótico (p.e. herbívoros y algas invasoras). En la *tabla 13* se muestra una relación de las variables bioquímicas y fisiológicas relacionadas con los procesos metabólicos y fisiológicos más relevantes de los que se dispone de algún tipo de información en *P. oceanica.* En esta tabla se adjunta relación representativa, aunque no exhaustiva, incompleta, de las publicaciones relacionadas con características fisiológicas y bioquímicas de *P. oceanica* estudiadas principalmente en las praderas de la Demarcación Levantino-Balear.

Tabla 13. **Variables bioquímicas y fisiológicas relacionadas con los procesos metabólicos y fisiológicos más relevantes de los que se dispone de algún tipo de información en *P. oceanica.***

Composición química elemental Carbono (δ^{12} C y δ^{13}C13) Nitrógeno (δ^{14}N y δ^{15}N) Fósforo (P) C:N:P y otros ratios Azufre (δ^{32}S y δ^{34}S) Fe y otros metales pesados composición iónica	***Referencias:*** Alcoverro et al 1997, 2000; Augier et al. 1982; Cooper and DeNiro, 1989; Duarte 1990, 1992, 1995; Enríquez et al. 2004; Frederiksen et al. 2007, 2008; Fourqurean et al. 2007; Holmer et al 2003; Invers et al 2002, 2004; Lafabrie et al. 2007, 2009; Malea et al. 1994; Malea and Haritonidis, 1989; Pérez et al. 2008, Pirc and Wollenweber 1988; Pirc 1985; Romero et al, 2006; Ruiz et al. 2010; Schlacher- Hoenlinger and Schlacher, 1998; Vizzini et al. 2003; Warnau et al, 1995,. 1996; etc….
Composición bioquímica aminoácidos libres Carbohidratos Proteínas pigmentos fotosintéticos pigmentos fotoprotectores	***Referencias:*** Alcoverro et al. 2001; Augier et al. 1982; Casazza and Mazzella 2002; Dalla Via et al. 1998; Enríquez et al. 20004; Invers et al. 2004; Marín-Guirao et al. 2011; Olesen et al 2002; Pérez et al. 2008, Pirc 1985; Pirc and Wollenweber 1988; Pirc 1985; Ruiz et al. 2009; etc…
Ecofisiología actividad fotosintética Respiración Absorbancia Actividad enzimática relacionada con asimilación de carbono y nutrientes potencial hídrico y osmótico actividad antioxidante	***Referencias:*** Alcoverro et al. 1998, 2001a, 2001b, Drew, 1978; Enríquez et al. 1992, 1994, 2004; Ferrat et al 2002; Gacia et al. 2007; Hamoutene et al 1996; Invers et al. 1997, 2004; Marín-Guirao et al. 2011; Olesen et al 2002; Ruiz and Romero 2001, 2003; Ruiz et al. 2001b; Sandoval-Gil et al *in press*; Sureda et al. 2008; etc…

De todo el junto de variables mencionado para cada nivel de estudio u organización, sólo unos pocos han sido empleados sistemáticamente en programas de monitoring. Los descriptores de tipo estructural a nivel de pradera y mancha son los más extensivamente empleados en las redes de monitoring de praderas, mientras que los descriptores a nivel de *ramet* y fisiológicos sólo han sido empleados en algunas regiones de la demarcación. Los descriptores genéticos sólo han sido empleados en determinados sitios para testar hipótesis específicos (p.e. Díaz-Almela et al. 2012) y los relacionados con las métricas del paisaje todavía no han sido aplicados ni en programas de monitoring ni en ningún otro tipo de proyecto. Por tanto, se dispone de información de muy pocos descriptores para una evaluación del estado y tendencias de este hábitat en la demarcación Levantino-Balear. Esto es debido a una combinación de criterios de tipo práctico, así como a las propias limitaciones técnicas y económicas inherentes a la medición y obtención de datos a partir de los diferentes descriptores. De acuerdo con esto y la información disponible, para este informe se van a considerar dos tipos de indicadores de la condición de *P. oceanica*, que en la actualidad se están aplicando de forma extensiva en la mayoría de las regiones de la demarcación y de los que se dispone incluso de series temporales: a) variación espacio-temporal de descriptores estructurales y b) índices multimétricos (POMI).

a) *Indicador relacionado*: Variación espacio-temporal de descriptores estructurales de la pradera de *P. oceanica*.

La variación de la estructura del dosel foliar a lo largo de gradientes ambientales (p.e. profundidad) es una de las respuestas más plásticas conocidas para esta especie (González-Correa 2009). De hecho, la disminución de la densidad de haces de las manchas que forma el paisaje de una pradera de *P. oceanica* y el grado de recubrimiento (o cobertura) de éstas sobre el sustrato representan una de las respuestas más características, y mejor documentadas, en relación a la alteración de las condiciones del medio causadas por diferentes presiones antrópicas (p.e. Ruiz y Romero 2003, Ruiz et al. 2001, Leriche et al. 2011, entre otros; ver *Figura 8*) y son descriptores ampliamente aceptados para la evaluación y seguimiento de las praderas (Pergent et al. 1995, Pergent-Martini et al. 1995, Renom y Romero 1998, Boudouresque et al. 2006; Díaz y Marbà 2009; López y Royo et al. 2010, 2011; Ruiz et al. 2010). Son indicadores muy eficientes de la integridad estructural de la pradera y de fácil medición. La pérdida de densidad de haces y/o cobertura de la vegetación implica a largo plazo la pérdida de las múltiples funciones que están íntimamente asociadas al mantenimiento de la estructura del hábitat (diversidad biológica, sumidero de carbono, producción primaria, etc.).

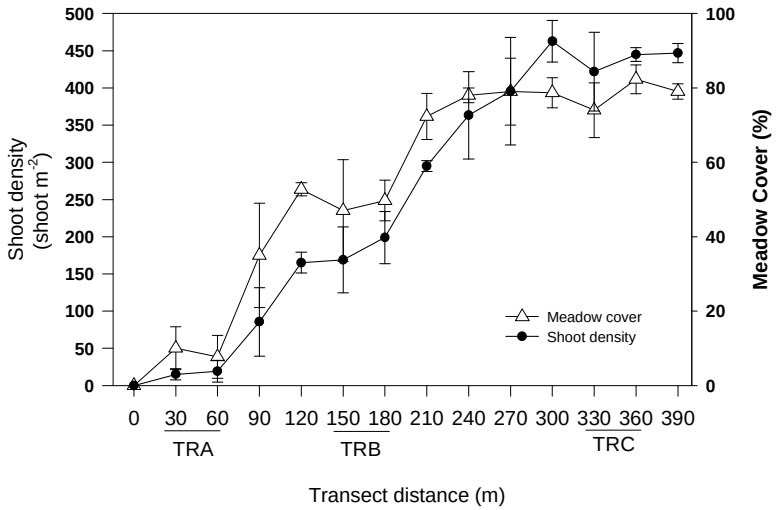


***Figura 8*. Variación espacial de la densidad de haces (círculos negros) y la cobertura de pradera (triángulos blancos) desde una dársena portuaria (0 m) hasta zonas más alejadas de la influencia portuaria, en la que ambos descriptores tomas valores normales para la profundidad en que se realizaron las mediciones (-10 m). Ruiz y Romero (2003).**

No todas las presiones actúan igual sobre estos descriptores (p.e. Ruiz et al 2001, Bayle et al. 2002, Ruiz et al. 2003, González-Correa et al 2008). Las presiones relacionadas con pérdida de calidad del agua (acuicultura, vertidos urbanos, influencia infraestructuras costeras, etc.) causan alteraciones de estos descriptores debido al estrés causado por la limitación o exceso de alguno o varios factores (luz, nutrientes, materia orgánica, contaminación, hipersalinidad, sedimentación, etc.). Las presiones relacionadas con la erosión mecánica del sustrato (arrastre ilegal, fondeo no regulado, dragados, etc.) producen una alteración de la estructura de la pradera por su fragmentación en mayor o menor grado. La estrategia de la planta también es muy variable en función de la población y el tipo de perturbaciones: las praderas pueden perder (o ganar) densidad de plantas, pero no cobertura y viceversa, o experimentar cambios ambos descriptores. La densidad de haces es un descriptor de la estructura espacial a microescala, es decir, dentro de las manchas de haces. La cobertura es un descriptor de la estructura espacial a meso y macroescala (dependiendo de cómo se mida) y hace referencia a la proporción de sustrato ocupado por las manchas. Representan, por tanto, diferentes niveles jerárquicos de organización estructural cuya variación no tiene por qué estar correlacionada entre ellos y representar procesos diferentes. Por esta razones, la evaluación del estado de las praderas de *P. oceanica* no puede basarse únicamente en descriptores estructurales medidos a un sólo nivel o escala.

Los métodos para medir estos indicadores son variados dependiendo del laboratorio que los aplica, la escala y el problema a resolver (Pergent et al. 1995, Pergent-Martini et al. 1995, Renom y Romero 1998, Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006; Díaz-Almela y Marbà 2009; López y Royo et al. 2010, 2011; Ruiz et al. 2010). Para la densidad de haces se emplean cuadrados (400, 625, 900 y 1600 cm^2) completamente al azar, cuadrados (400 y 625 cm^2) al azar dentro de manchas de pradera y recuentos de haces en parcelas cuadradas fijas. Respecto a la cobertura se mide a lo largo de transectos lineales (25-50 m) dispuestos al azar o desde una posición fija, o por métodos de estimación visual tipo Braun-Blanquet dentro de cuadrados de 1600 cm^2. Ambos métodos de cobertura se encuentran sujetos a factores subjetivos y son semi-cuantitativos; mientras los primeros representan una macroescala o escala de paisaje, los segundos miden el

recubrimiento de las manchas a una mesoescala. En ambos casos se anota la proporción de pradera viva sobre el transecto o cuadrado, pero también se puede anotar la naturaleza del sustrato no ocupado por pradera viva (arena, roca o mata muerta). Conociendo la proporción de mata muerta es posible calcular el *Índice de Alteración* (Sánchez Poveda et al. 1996), o su inversa el *Índice de Conservación* (Moreno et al. 2001), índice cuyo empleo se ha extendido últimamente pero que hay que utilizar con extremada precaución si no está bien determinado el origen de esa mata muerta (Boudouresque et al. 2006). Por otro lado, la proporción de mata muerta suele ser casi una imagen especular de la proporción de pradera viva de forma que este índice y el porcentaje de cobertura aportan la misma información, excepto en casos en los que existe una elevada heterogeneidad de tipos de sustrato (pradera, roca, sedimentos).

Estos indicadores pueden ser obtenidos a partir de muestreos extensivos para cuantificar los efectos en el espacio de un impacto sobre la integridad de la estructura de la pradera en una localidad o área dada (Ruiz et al. 2001, Leriche et al. 2011; López y Royo et al. 2011). Por otro lado pueden ser medidos en un punto o sitio determinado de la pradera de forma repetida en el tiempo para obtener series temporales a partir de las cuales inferir las tendencias de evolución del hábitat en condiciones naturales o bajo la influencia de algún impacto (González-Correa et al. 2009, Peirano et al. 2011). Es conveniente que estas mediciones temporales estén referidas a una superficie o punto fijo de la pradera, ya que la elevada heterogeidad espacial a pequeña escala intrínseca de las praderas de *P. oceanica* puede enmascarar fácilmente el tipo de variación espacio-temporal objeto de análisis. Para ello los recuentos de las densidades de haces es conveniente hacerlo en parcelas cuadradas de 40x40/50x50 cm y las medidas de cobertura realizarlas a lo largo de transectos trazados con rumbo determinado a partir de un punto fijo marcado por una piqueta o boya. La realización de medidas repetidas sobre puntos, parcelas o transectos permanentes suele ser criticado por la posible dependencia estadística de los datos (Underwood, 1997), pero es la estrategia más admitida en muestreos de vegetación para poder detectar cambios debidos exclusivamente a la dinámica de la comunidad o población y hay métodos y asumciones estadísticas específicas para estos casos (Quinn y Keough 2002). Las diferencias de los valores medios de estos descriptores medidos en años sucesivos nos indican el crecimiento neto anual de la población; la media de los crecimientos netos anuales de un periodo de años equivale a la tendencia de la población. Si los crecimientos netos y/o tendencias son positivos se dice que la pradera o población de haces es ***progresiva***, si no son significativamente diferentes de cero se dice que la dinámica poblacional es estable y si son significativamente inferiores a cer entonces se dice que la población presenta una dinámica ***regresiva*** (Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006, Díaz-Almela y Marbà 2009, Ruiz et al. 2010). Otros métodos de seguimiento temporal contemplan el marcaje de cada haz individual dentro de la parcela permanente para estimar descriptores de tipo poblacional (tasas de división/reclutamiento y mortalidad de haces; Luque y Templado 2004, Díaz-Almela y Marbà 2009; Marbà y Duarte 2010); a pesar de que estos descriptores pueden aportar información relevante su aplicación ha sido más limitada debido al elevado tiempo de buceo que se requiere, lo que los hace poco prácticos en programas de seguimiento más rutinarios y con un elevado número de estaciones de muestreo. La *lepidocronología* y el *intervalo plastocrono* son técnicas de retro-datación de rizomas que permiten analizar de forma indirecta cambios en la dinámica de las praderas y su relación con cambios ambientales (Duarte et al. 1994, Delgado et al. 1999, González-Correa et al. 2001, Mayot et al. 2005, Marbà et al. 2006, González-Correa et al. 2008), pero estas

técnicas son menos fiables para estimar tendencias que los métodos directos anteriores (González-Correa et al. 2007).

Se realizan mediciones de variaciones espacio-temporales de descriptores estructurales de las praderas de *P. oceanica* en prácticamente todos los estudios de evaluación de impacto ambiental y planes de vigilancia relacionados con todo tipo de proyectos y actuaciones en la línea de costa. El análisis de esta información debería servir para evaluar el estado de las praderas bajo la influencia de la actividad humana en la Demarcación Levantino Balear, pero a) no es accesible una parte muy importante de esta información y b) la disparidad de métodos y falta de rigor científico que caracteriza buena parte de esta fuente de información, son circunstancias que impiden proporcionar aquí y ahora dicho análisis. La información bionómica relativa a alteraciones estructurales de pradera no es fiable en muchos casos ya que se basa en una interpretación subjetiva y errónea de registros obtenidos con métodos acústicos; esta interpretación es frecuentemente errónea ya que confunde "praderas alteradas" con variaciones naturales de la estructura de las praderas con la profundidad, excepto en casos en que tales interpretaciones son realizadas por expertos y apoyándose en información complementaria obtenida por buceo o vídeo que permita calibrar la imagen obtenida (p.e. Manzanera et al. 2002).

La información disponible procede de publicaciones científicas dispersas que aportan evidencia cuantitativa de las relaciones entre las alteraciones de la estructura de las praderas relacionadas y los impactos locales de actuaciones concretas: vertidos orgánicos de granjas marinas (Delgado et al. 1999, Ruiz et al. 2001), obras portuarias (Ruiz et al. 2003; Fernández-Torquemada et al. 2005), playas artificiales (González-Correa et al. 2008), pesca de arrastre (Sánchez-Lizaso et al. 1990, Martín Pato et al. 1996, Bayle et al. 2002, González-Correa et al. 2005), contaminación industrial (Moreno et al. 2001), fondeaderos no regulados (Pérez-Tonda et al. 2011) y vertidos de plantas desalinizadoras (Fernández-Torquemada et al. 2005; Gacia et al. 2007). En la Región de Murcia, las praderas contenidas en las áreas LIC de la Red Natura 2000 fueron caracterizadas y evaluadas en base a las variaciones espacio-temporales de sus descriptores estructurales, pero análisis de este tipo no se disponen de otras regiones de la demarcación. Las redes de seguimiento de *P. oceanica* las Comunidades Autónomas de Cataluña, Baleares, Comunidad Valenciana y Murcia representan una importante fuente de información de las variaciones espacio-temporales de los descriptores estructurales; en conjunto suponen unas 140 estaciones de seguimiento de *P. oceanica* repartidas por toda la geografía de la Demarcación-Levantino Balear, que aportan datos anualmente desde 1998. Estas redes están integradas en el proyecto de coordinación de redes de *P. oceanica* a nivel nacional POSIMED (www.posimed.es). La Junta de Andalucía dispone de la red de estaciones de muestreo de *P. oceanica* desde 2009 gracias al proyecto proyecto LIFE-Posidonia de la UE, también en el marco del proyecto a nivel nacional POSIMED. Hay que resaltar que el análisis pormenorizado de todas estas fuentes de información revela calidades muy diferentes incluso dentro del mismo tipo de fuente, lo que limita su utilización conjunta y sistemática en una evaluación global de toda la Demarcación. La red de muestreo de *P. oceanica* de la DMA también incluye indicadores de estructura de pradera, pero estos datos son tratados como parte de índices multimétricos (ver a continuación). Para este informe se han empleado los datos de las fuentes mencionadas para realizar un análisis general del estado de las praderas de *P.oceanica* de la demarcación y determinar hasta que punto con esta información heterogénea es posible o no establecer algún tipo de diagnóstico o evaluación del BEA en la demarcación Levantino-Balear.

b) *Indicador relacionado principal*: Índices multimétricos: POMI (*Posidonia Oceanica Multimetric Index*, Romero et al. 2007)

Para la implementación de la DMA un conjunto de indicadores del estado o condición de las praderas de *P. oceanica* a diferentes niveles de organización (ver párrafos anteriores) han sido seleccionados y analizados por métodos multivariantes para evaluar el estado ecológico de las masas de agua de las cuencas hidrológicas. En este tipo de aproximación multimétrica se basa el índice POMI (Romero et al. 2007), desarrollado para el empleo de las angiospermas marinas (y en concreto *P. oceanica*) como Elementos de Calidad Biológica en la implementación de la DMA en la costa mediterránea española y en el resto de países europeos (Romero et al. 2007, López y Royo et al 2010, López y Royo et al. 2011). El índice POMI emplea 14 indicadores a nivel de comunidad (N epífitos), estructura de la población (densidad de haces y porcentaje de cobertura), individual (superficie foliar del haz y superficie foliar necrosada), fisiológico (N, δ^{15}N, P, δ^{34}S y carbohidratos en rizomas), y contaminación (Cu, Pb y Zn en rizomas), seleccionados de una lista más amplia de variables de cada uno de estos niveles medidos en praderas de la costa catalana (Martínez-Grego et al. 2008). El índice se obtiene a partir del eje del PCA que explica mayor cantidad de varianza normalizado entre 0 (peor condición) y 1 (condición de referencia) para obtener las cinco clases de estado ecológico que establece la DMA (Ecological Quality Ratio, EQR = Alto, Bueno, Moderado, Pobre y Malo). El índice está correlacionado con gradientes de presión antrópica (Romero et al. 2007), evaluados mediante métodos estandarizados y homogéneos basados en el análisis de imágenes de satélite y datos públicos (López y Royo et al. 2009). Estos métodos evalúan de forma integrada la presión causada por usos del suelo, actividad industrial, descargas de ríos, actividad portuaria y estructuras artificiales. Los resultados de este tipo de evaluación son extrapolados a la calidad de las masas de agua costera de la región en que se encuentran las praderas analizadas, hasta una milla de distancia de la línea de costa. En algunas regiones quedan fuera del alcance de este análisis las praderas someras (límites superiores) sometidas a la influencia de un gran número de impactos locales, los impactos físicos causados por la pesca de arrastre y los fondeaderos no regulados y los impactos en praderas profundas (límites inferiores) fuera de las masas de agua definidas por la DMA. Por otro lado hay que tener en cuenta con que criterio se han seleccionado las estaciones de muestreo, y su número dentro de cada masa de agua ya que la estación puede estar asociada a un impacto local, pero el EQR resultante se extrapola a la masa de agua entera, lo cual no es correcto (sobre todo si no hay más estaciones) y puede dar lugar a una visión distorsionada del estado de las praderas.

El POMI ha sido aplicado por la Agencia Catalana del Aigua (ACA) en 22 praderas de la costa catalana repartidas en 11 masas de agua desde 2007 hasta la actualidad; para el cálculo del EQR utiliza 10 indicadores de tipo estructural, morfológico y fisiológico medidos siempre a 15 metros de profundidad. Se dispone también de los datos de EQR obtenidos por la Agencia Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental y el IMEDEA, en una red de un total de 73 estaciones muestreadas en los periodos 2005-2006 y 2008-2009 distribuidas en las 38 masas de agua del archipiélago balear, entre 4 y 17 metros de profundidad. El POMI aplicado en baleares emplea 5 indicadores, 1 de tipo estructural (% cobertura) y el resto relativos a aspectos bioquímicos y fisiológicos (N, P e isótopos estables de N y S en rizomas). En la Comunidad Valenciana (Consellería de Medi Ambient, Aigua, Urbanismo i Habitatge) se muestrean anualmente desde 2005 14 praderas para la aplicación del POMI, distribuidas en 11 masas de agua a una profundidad media de 15 metros; el EQR se calcula a partir de 8 indicadores de tipo estructural y morfológico

básicamente (%tejidos necrosados, %rizomas plagiotropos, densidad de haces, presión herbívoros, carga de epífitos, descalzamiento, índice de conservación y superficie foliar; Fernández-Torquemada et al. 2008). La DG de Medio Ambiente de la Comunidad de la Región de Murcia realiza desde 2008 un muestreo para la aplicación del POMI en 15 praderas entre 5 y 27 metros de profundidad y emplea indicadores sólo de tipo estructural y morfológico. Las CCAAs, a petición del MAGRAMA para realizar este trabajo, han proporcionado estos datos (promedios de EQR de los periodos muestreados), que serán analizados con el resto de indicadores y fuentes de información para determinar, si es posible, el estado actual de las praderas de la Demarcación Levantino-Balear. Como se aprecia existen diferencias entre regiones tanto en los criterios del diseño de muestreo como en los tipos y números de indicadores empleados para el cálculo del EQR; aunque se han realizado ejercicios de intercalibración para poder hacer comparables los resultados de EQR entre regiones, el empleo de estos datos para realizar una evaluación del estado ambiental global a nivel de demarcación hay que hacerlo con ciertas precauciones ya que planteamientos diferentes pueden llevar a resultados con significados diferentes (López y Royo et al 2011).

c) otros indicadores relacionados que deben ser considerados en futuras evaluaciones de este hábitat:

- Índices de floración (ver índices y métodos en Díaz-Almela et al. 2005)

- Índices de la estructura genética de las poblaciones (ver índices y métodos en Procaccini et al. 2007)

Desde el punto de vista de la conservación y la gestión de los hábitats marinos, es absolutamente fundamental la introducción de descriptores de "salud genética" del hábitat (Procaccini et al. 2007). Esto es especialmente importante en hábitats biogénicos de vida larga y escasa diversidad genética, ya que de ésta depende su mayor o menor capacidad de adaptación a cambios actuales y futuros y, por tanto, su vulnerabilidad. Tener baja diversidad genética significa que no basta con conservar una superficie "representativa" del hábitat, sino que en dicha superficie debe estar representada la mayor proporción de genotipos diferentes. Al tratarse de una especie clonal con una baja intensidad y frecuencia de reproducción sexual, la variación genotípica se observa cuando tomamos escalas espaciales muy amplias. En consecuencia, para garantizar la conservación de este hábitat, y su capacidad de adaptación a posibles cambios en escenarios futuros de cambio global, es fundamental englobar la mayor área posible dentro de figuras de protección de áreas costeras (LIC-ZECs, reservas marinas, arrecifes artificiales, reservas de biosfera, otras). Los descriptores de la estructura genética y floración de las praderas son fundamentales para determinar la escala de conservación de este tipo de hábitats y son indicadores básicos para detectar los efectos del cambio climático global, especialmente los relacionados con estrés térmico. Por tanto, se recomienda estudiar la posibilidad de aplicación de estos indicadores deberán ser considerados en cualquier estrategia futura de gestión, conservación y seguimiento del hábitat *Posidonia oceanica*. Su aplicación en este sentido deberá estar sujeta a criterios estrictamente científicos y evitar interpretaciones especulativas que lleven a pensar erróneamente que se deben proteger solo praderas con elevada diversidad genética y, ni muchos menos, aumentarla mediante el trasplante de propágulos sexuales o fragmentos vegetativos (prácticas que la Estrategia Marina no acepta como válidas ni viables para la gestión del hábitat).

Pinna nobilis (nacra o mejillón gigante del Mediterráneo)

La consideración del bivalvo endémico *Pinna nobilis* como indicador del estado del ecosistema es una herramienta muy apropiada puesto que es un organismo filtrador, de gran tamaño y de fácil detección. Además, está íntimamente relacionado con una gran variedad de impactos antrópicos, especialmente los derivados de impactos erosivos directos (tales como anclajes, artes de pesca,…) y aquellos que suponen una disminución de la calidad de las aguas (vertidos y contaminación). Cabe destacar que dicha especie no es indicadora del estado de la pradera de *Posidonia oceanica*, puesto que los estudios realizados no correlacionan los parámetros de distribución de dicha especie con la densidad de haces y cobertura de las praderas de fanerógamas (Coppa et al. 2010); sino que se trata de una especie que actúa como indicador temprano, al responder de manera rápida a los impactos generados (Vicente and de Gaulejac, 1993).

Los indicadores recomendados para la caracterización de *Pinna nobilis* como indicadora del estado del ecosistema son:

1- Seguimiento de la evolución de la densidad

2- Seguimiento de la estructura de tallas poblacional. Definición de la tipología de la distribución unimodal o bimodal

3- Seguimiento de la demografía poblacional

1- <u>Seguimiento de la evolución de la densidad</u>

En el seguimiento de la evolución de la densidad se requiere la realización de censos de individuos mediante buceo. Lo idóneo sería que cada unidad muestral (cada transecto) abarcase una superficie aproximada de unos 100 m^2. Dichos censos se pueden realizar siguiendo dos metodologías: (i) transectos lineales de 30 m de longitud por 3 m de anchura o (ii) búsquedas circulares de unos 6 m de radio, dicha búsqueda se realiza de manera circular a partir de un punto central y hasta completar la totalidad del círculo. En función de las localidades que se deseen estudia será conveniente establecer varias zonas de trabajo en la que se definirán el número de transectos a realizar. Cabe destacar que la distribución de *Pinna nobilis* es contagiosa (García-March 2005) presentando agrupaciones

2- <u>Seguimiento de la estructura de tallas poblacional</u>

El seguimiento de la evolución de la estructura de tallas poblacional permite discernir la dinámica poblacional. Este descriptor es sencillo, directo y aporta información valiosa respecto al estado de *Pinna nobilis*. La definición de la tipología de la distribución de tallas (unimodal o bimodal), kurtosis y su evolución temporal puede ser un índice a considerar en las poblaciones de estudio.

3- <u>Seguimiento de la demografía poblacional</u>

El seguimiento demográfico permite conocer las tasas de reclutamiento, crecimiento, mortalidad y supervivencia. Se recomienda la instalación de parcelas fijas en las que se lleve a cabo un marcaje y seguimiento de los individuos con la finalidad de obtener tasas demográficas entre zonas que permita el establecimiento de índices de estado demográfico. Cada parcela debería abarcar unos 100 m^2 de superficie, el número de ejemplares de *Pinna nobilis* en cada parcela oscila en función de las densidades naturales, pudiéndose establecer parcelas de baja, media y alta densidad. En cada parcela se realiza el marcaje de individuos para su seguimiento temporal.

Cada descriptor planteado puede integrarse en las redes de seguimiento de *Posidonia oceanica*.

2.3.2.3.1.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES

Indicador: índice de riqueza (nº de especies) por hábitat.

Indicador: índice de diversidad de Shannon.

Se han calculado dos índices ecológicos como descriptores del estado de los hábitats, la riqueza (S), calculada como el número de especies, y la diversidad de Shannon (H', Shannon & Weaver, 1949), calculada como:

Donde:

- S – número de especies (riqueza)
- p_i – proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i): n_i/N
- n_i – número de individuos de la especie i
- N – número de todos los individuos de todas las especies

De esta forma, el índice evalúa la diversidad teniendo en cuenta tanto la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), como la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia)

Ambos índices están muy afectados por la precisión taxonómica aplicada a los datos base. Por tanto los análisis de series históricas hay que analizarlos a la luz de los posibles cambios en la identificación de las especies (Magurran, 1988).

2.3.2.3.2. Indicador 1.6.2: Abundancia y/o biomasa relativa

2.3.2.3.2.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Alguno de los descriptores expuestos en el apartado anterior son ya indicadores de abundancia relativa como la concentración de clorofila-a en el caso del fitoplancton.

En el momento de la redacción del presente informe no se han podido obtener los resultados de este indicador para los subindicadores mencionados en el apartado anterior en las distintas DMAs de la demarcación levantino Balear. En algunas de ellas se ha podido disponer de la valoración que los índices aplicados dan sobre la calidad de las masas de agua.

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

No se va a considerar ningún indicador de esta clase. Algunas de las consideraciones descritas en el apartado anterior son extrapolables a este. Existe un vacío total de información y de datos aplicables a este indicador.

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Entre las especies que componen la comunidad bentónica de este tipo de hábitats existen distintos niveles de tolerancia a situaciones de degradación ambiental. De modo que las abundancias relativas de estas especies clasificadas en base a su nivel de tolerancia o sensibilidad permiten establecer el estado ambiental de los hábitats de fondos blandos.

Por lo que se refiere a la Demarcación Levantino-Balear y en base a los datos obtenidos en la Directiva Marco de Agua para las regiones de Murcia y Cataluña el porcentaje de estaciones analizadas donde existen bajas abundancias de especies sensibles (<25%), y por lo tanto dominancia de especies tolerantes u oportunistas, es muy bajo *(figura 9).* La clasificación de las especies a lo largo de una escala de sensibilidad-tolerancia es una tarea complicada y es materia de debate (Labrune et al., 2006), debido a que la respuesta de una especie depende del tipo de contaminación (Bustos-Baez y Frid, 2003) o del área geográfica (Grémare et al., 2009). Estas incertidumbres hacen que sean necesarios estudios específicos que permitan evaluar el grado de sensibilidad de las especies más importantes de una comunidad, antes de ser empleadas como especies centinelas en una zona geográfica ante un determinado impacto (de-la-Ossa-Carretero et al., 2010).

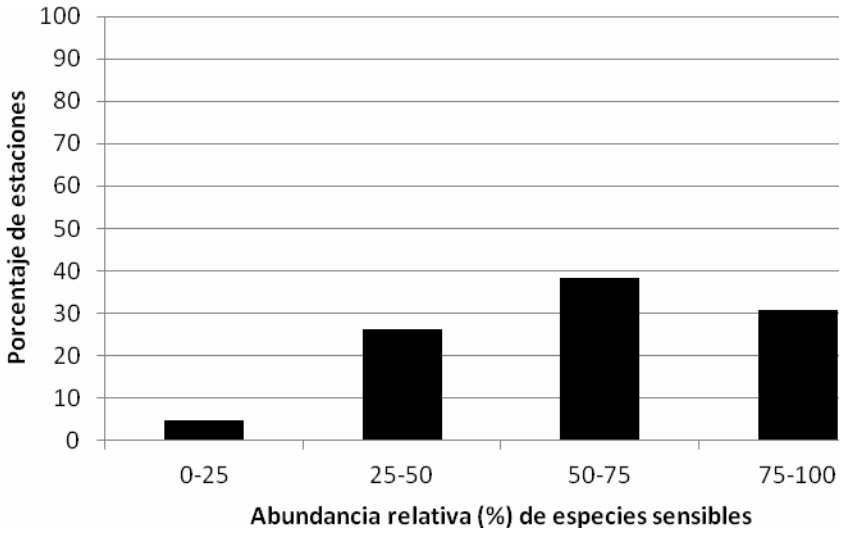


Figura 9. **Porcentaje de estaciones en los que se obtuvieron distintos rangos de abundancia relativa de especies sensibles. Datos provenientes de la aplicación de la Directiva Marco de Agua, en Cataluña y Región de Murcia.**

En base a las abundancias relativas de grupos cuya sensibilidad a la degradación ambiental está ampliamente aceptada, se han desarrollado distintos índices que pueden dar información acerca del estado ambiental de este tipo de hábitats.

Entre los grupos más abundantes de estos hábitats de fondos blandos están el orden Amphipoda y la clase Polychaeta. Los crustáceos son de los grupos considerados más sensibles, y entre ellos el orden Amphipoda presenta una alta sensibilidad a la degradación ambiental de modo que ha sido utilizado como bioindicador tanto de contaminación orgánica como de hidrocarburos (Arvai *et al.*, 2002; Cesar *et al.*, 2004; Dauvin and Ruellet, 2007; de-la-Ossa-Carretero 2012; Gomez-Gesteira y Dauvin, 2000; Riba *et al.*, 2004). Por otro lado, entre las especies consideradas oportunistas ciertas

especies y familias de la clase Polychaeta son de las más aceptadas en la bibliografía, p. ej.: Capitellidae, Spionidae o genero *Ophryotrocha* (Dauvin and Ruellet, 2007; Glémarec and Hily, 1981; Gomez Gesteira and Dauvin, 2000; Hilbig, 1995; Karakassis et al., 2000; Pearson and Rosenberg, 1978). Esta respuesta antagonista de ambos grupos es integrada en el índice biótico BOPA, cuyo cálculo se basa en la frecuencia de poliquetos oportunistas (f_{pop}) y la frecuencia de anfípodos (excluyendo el género *Jassa*) (Dauvin and Ruellet, 2007):

$$\mathrm{BOPA} = \log\left(\frac{fp_{op}}{fa+1} + 1\right)$$

Utilizando de nuevo el ejemplo de los vertidos de aguas residuales del norte de la Comunidad Valenciana, el empleo de este índice permite identificar los vertidos que están afectando a la condición del hábitat, dado que un mayor incremento en los valores del índice estará indicando un mayor efecto de estos emisarios. Entre las localidades estudiadas, en la localidad II (Benicarló, Castellón) se vierte un mayor caudal de vertido de agua cuya depuración se limita a un pretratamiento; mientras que en la localidad V (Torreblanca, Castellón) el caudal es mucho menor y el agua es depurada previamente mediante un tratamiento biólogico. Estas diferencias aparecen reflejadas en el índice BOPA, de modo que las estaciones situadas en el punto de vertido del emisario de Benicarló se obtuvieron los valores más altos de dicho índice.

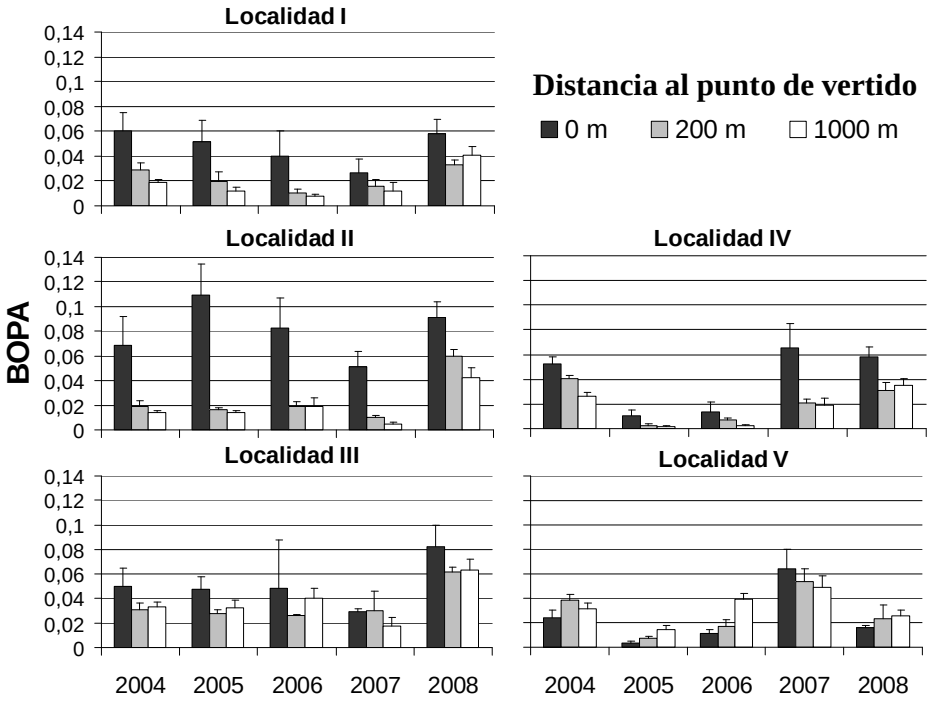


***Figura 10*. Media y errores estándar de los valores del índice BOPA para cada una de las localidades (I: Vinaroz; II: Benicarló; III: Peñíscola; IV: Alcossebre; V: Torreblanca), cada año (2004, 2005, 2006, 2007 and 2008) y distintas distancias al punto de vertido (0 m, 200 m and 1000 m).**

Sin embargo, el empleo de este índice como indicador está condicionado por una comprobación previa de su correcto funcionamiento. En el caso del ejemplo expuesto, la zona estudiada se

caracteriza por un hábitat homogéneo dominado por una biocenosis de arenas finas bien calibradas donde la respuesta de ambos grupos antagónicos ha sido comprobada, sin embargo en otros trabajos en los que se ha aplicado el índice BOPA su respuesta no ha sido satisfactoria (Munari and Mistri, 2007, 2008; Pinedo et al., 2012; Pranovi et al., 2007).

Además de los índices descritos, se han desarrollado otros índices para su empleo en el Mediterráneo. El índice MEDOOC ha sido desarrollado y aplicado en los hábitats de fondos blandos en la costa de Cataluña y las Islas Baleares (Pinedo and Jordana, 2007). Este índice clasifica las especies en cuatro grupos ecológicos diferentes: sensibles, indiferentes, tolerantes y oportunistas. De modo que su cálculo se basa en la proporción de estos grupos:

$$\mathrm{MEDOCC} = \frac{(0x\%EGI) + (2x\%EGII) + (4x\%EGIII) + (6x\%EGIV)}{100}$$

Donde EGI, EGII, EGIII, y EGIV son especies sensibles, indiferentes, tolerantes y oportunistas, respectivamente. Los valores de MEDOCC varían entre 0 (únicamente especies sensibles están presentes a 6 (especies oportunistas representan el 100% de la abundancia (Pinedo and Jordana, 2007).

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Respecto a la abundancia relativa de los componentes del hábitat, en praderas de *P. oceanica* suele medirse la de la propia planta (% cobertura), indicador que ya ha sido considerado en los indicadores anteriores. Por su complejidad, no es habitual determinar las abundancias de las especies de la comunidad asociada y sus proporciones relativas, sino como mucho las abundancias (densidad) de algunas especies clave o características asociadas (*Pinna nobilis*, *Paracentrotus lividus*, *Holothuria* sp., etc.), o de algún grupo funcional concreto (p.e. peces).

Respecto a la biomasa entendida como tal (g peso seco / m^2), no es una variable normalmente considerada en programas de monitoring y solo se considera en algún trabajo o publicación concreta para conocer la relación biomasa aérea:subterránea o biomasa fotosintética: no fotosintética. Esto se debe a la relativa dificultad de estimar este descriptor, que requiere la extracción de cores de la mata de *P. oceanica*. Alternativamente se emplea la biomasa del haz multiplicada por la densidad de haces.

La biomasa de epífitos estandarizada a la superficie del haz da lugar a un descriptor conocido como “densidad de epífitos” (mg PS / cm^2 hoja) que indica el sobrecrecimiento de epífitos en la superficie de las hojas de *P. oceanica* o cualquier otra especie de angiosperma. En la práctica estos indicadores pueden ser difíciles de interpretar debido a la gran cantidad de factores y variables que influyen. Se incluye la biomasa del haz y epífitos como indicador incluido dentro de índices multivariantes de la DMA en algunas regiones de la demarcación (no en todas).

2.3.2.3.2.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES

Indicador: biomasa de la especie estructurante

Indicador: composición de la abundancia por grupos funcionales

En el caso de hábitats biogénicos, se utiliza como indicador la biomasa de la especie estructurante o bioconstructora (coral, esponjas, erizos…). La fauna asociada se ha descrito con textos en cada ficha, pero como indicador numérico se ha calculado la composición de grupos funcionales (en relación con el descriptor 6 indicador 6.2.1).

2.3.2.3.3. Indicador 1.6.3: Condiciones físicas, hidrológicas y químicas

2.3.2.3.3.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Se observa una pérdida de profundidad generalizada de las lagunas por los procesos de colmatación en muchos casos acelerado por la eliminación de la vegetación de los humedales circundantes (Mar Menor, Albufera de Valencia).

Las lagunas costeras son sistemas altamente dinámicos en los que se dan fuertes gradientes físicos y biológicos, además de estar sometidos a frecuentes cambios y oscilaciones ambientales (UNESCO, 1981). El tamaño de las laguas es un factor que se espera que sea determinante en los valores de la diversidad de ambientes y tipos de sustrato con poblamientos específicos (Barcala, 2000; Pérez Ruzafa *et al*, 2006). Parece que principalmente las características geomorfológicas de las lagunas (superficie, perímetro, diámetro, profundidad, comunicación con mar abierto), además de las características hidrográficas (temperatura, salinidad) y tróficas (nitratos, fosfatos clorofilas) determinan la composición de los poblamientos de peces y otros poblamientos animales y algales de las lagunas costeras. Estas características marcan de forma determinante la estructura de los poblamientos biológicos lagunares (Gamito et al, 2005). Por ejemplo en el Mar Menor se han producido a lo largo del tiempo diversas cambios en su morfología y características ambientales que han propiciado la mediterraneización de sus aguas (disminución de la tasa de renovación de sus aguas, disminución de la temperatura y salinidad) y la entrada de nuevas especies y la desaparición de otras (Perez Ruzafa, 1989, Barcala, 2000).

Otras variables como la turbidez de las aguas parece determinar la presencia de fanerógama (Marín Guirao, 2008; Peralta González 2000) y la temperatura y la concentración de nutrientes la dinámica del fitoplancton y zooplancton lagunar (Gilabert, J. 2001; Pérez-Ruzafa et al, 2002) así como las proliferaciones de organismos gelatinosos y la eutrofización de las lagunas.

En la actualidad la gran mayoría de las lagunas de la demarcación sufren eutrofización en mayor o menor grado (http://www.wri.org/project/eutrophication/map). La laguna de la Tancada en el delta del Ebro se define como “con las condiciones típicas de una laguna costera mediterránea eutrofizada” (Menendez y Comín, 2000).

La información existente sobre estos aspectos se encuentra muy fragmentada y dispersa, consistiendo en informes y trabajos de investigación realizados por ayuntamientos, comunidades autónomas, universidades (Universidades de Gerona, Barcelona, Baleares, Valencia y Murcia), así como por grupos y/o asociaciones interesados por el medio ambiente. No siempre se ha podido acceder a ella para la redacción del presente documento. Los objetivos de los trabajos son diversos como diversas son también las metodologías utilizadas. La mayoría de la información

existente se centran en los poblamientos de aves y comunidades de vegetación de los humedales circundantes, siendo mucho mas escasos los referentes a los poblamientos acuáticos lagunares.

Para más información consultar Anexo IV Hábitat lagunas

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Los parámetros más importantes que determinan la distribución de las especies los podemos clasificar en abióticos, como los climáticos y los edáficos, y los bióticos.

Entre los factores climáticos, se encuentran la humectación, la iluminación, el hidrodinamismo, la temperatura y la salinidad; entre los edáficos, la topografía, el tipo de fondo y la materia en suspensión (Pérès, 1982; Ros et al., 1985).

- **Humectación**: Es la respuesta a la emersión, representando un factor determinante en las comunidades litorales y en los patrones de zonificación en la zona de interfase entre el agua, la tierra y el mar. Es el resultado del balance entre las entradas y salidas de agua, debidas a la evaporación, precipitación y/o las variaciones debidas a las mareas y el oleaje (Ros et al., 1985). La distribución vertical de cada especie está determinada, entre otros factores, por la tolerancia al estrés hídrico de la exposición prolongada al aire durante la emersión y los periodos de inmersión prolongada.

- **Iluminación** Cuando la radiación luminosa se propaga en el agua de mar, su intensidad disminuye de manera exponencial en función de la profundidad; así como, una absorción cualitativa del espectro lumínico, lo que influye en los procesos fotosintéticos y la distribución de los organismos fotosintetizadores. La disponibilidad de la luz va a estar influenciada a su vez por factores como la transparencia *versus* turbidez. La transparencia del agua afecta a la cantidad de luz que atraviesa la columna de agua y determina la profundidad a la que pueden alcanzar las distintas comunidades (Templado et al, 2009). Encontramos comunidades fotófilas o amantes de la luz, y comunidades esciáfilas que viven en condiciones de umbría. Las primeras dominan los primeros metros de profundidad (Pérès y Picard 1964); mientras que las segundas lo son a mayor profundidad, o en zonas poco profundas en enclaves protegidos de la luz, como grietas, cuevas y extraplomos

- **Hidrodinamismo**.- La estructura de las comunidades en los hábitats rocosos litorales está determinada por un gradiente horizontal de exposición a la acción oleaje, desde bahías protegidas a costas acantiladas. La intensidad de la acción del oleaje en un punto de la costa determinado está relacionado con la intensidad del viento dominante y el fetch (Hill et al. 1998). El oleaje afecta principalmente a los pisos supralitoral y mediolitoral, y al horizonte superior del infralitoral. El gradiente de exposición al oleaje tiene un efecto determinante en la estructura de las comunidades.

- **Temperatura**.- Representa uno de los factores ambientales más importantes, ya que las diversas actividades de los organismos se llevan a cabo dentro de un determinado rango térmico, característico para cada especie; además, los límites de distribución de cada especie están determinados por este rango, aunque suelen ser más restringidos.

- **Salinidad**.- Aunque la salinidad es uno de los factores más estables en el medio marino, existen variaciones a gran y pequeña escala. Las comunidades más sometidas a posibles cambios de salinidad son las que se encuentran en los pisos supra y mediolitoral debido a los aportes de

agua dulce por lluvias, agua de mar por el oleaje e intensa evaporación, lo que provoca incrementos de salinidad muy importantes y bruscas variaciones.

- **Características geomorfológicas y topográficas:** La naturaleza física de la roca (dura, blanda) y en menor medida, la composición química de los materiales (p.e. rocas ácidas o básicas) van a determinar la complejidad topográfica del substrato. Dicha complejidad topográfica es uno de los principales factores que determina la estructura de las comunidades en los hábitats rocosos. El grado de verticalidad, la superficie rugosa o plana, la forma abrupta o suave, o el grado de complejidad de las estructuras van a determinar la presencia o ausencia de los organismos. La verticalidad del sustrato influye directamente en la comunidad ya que determina la cantidad de luz incidente en un punto dado, y por lo tanto la composición y crecimiento algal (Kitching et al., 1934). El grado de complejidad topográfica supone la mayor o menor disponibilidad de microhábitats; por lo tanto este factor es determinante para la biodiversidad de una zona determinada, el número de especies y su abundancia aumentan con la complejidad topográfica (Kostylev et al. 1996), debido al aumento de la superficie y del número de microhábitats disponibles.

- **Materias en suspensión:** La transparencia del agua está determinada por el material disuelto y las partículas en suspensión, condicionando el grado de penetración de la luz, y por lo tanto determinando los límites de distribución de las especies fotosintetizadoras. Por otro lado, las partículas en suspensión pueden afectar la eficiencia de los mecanismos filtradores de invertebrados sésiles, y puede provocar la desaparición de especies sensibles por la obturación de dichos mecanismos. El origen de las partículas en suspensión puede ser natural o antrópico. Al respecto, es importante caracterizar este origen ya que determina la presencia o no de ciertos organismos.

Para una buena caracterización del hábitat es necesario realizar una serie de observaciones como: los rangos de profundidad del hábitat y las biocenosis asociadas, comprobando los límites de tolerancia de cada una de ellas; el tipo de substrato rocoso y su complejidad estructural; el grado de exposición al oleaje que condiciona la zonación de los pisos litorales; la temperatura/salinidad que son determinantes para la supervivencia de las especies y son parámetros clave para realizar seguimientos en continuo y determinar el efecto del cambio climático global.

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

El sedimento registra a largo plazo los efectos provocados por distintos impactos antrópicos, de modo que su análisis es necesario para realizar una valoración completa de las condiciones ambientales de fondos blandos infralitorales (Chapman *et al.*, 1996). Las amenazas establecidas para este tipo de hábitat pueden provocar variaciones en características del sedimento como la granulometría o el contenido de materia orgánica debido a precipitación de los sólidos, resuspensión del sedimento o alteración del régimen hidrodinámico. La composición granulométrica se puede ver afectada por distintos impactos como los vertidos de aguas residuales urbanas (Martínez y Adarraga, 2003), jaulas de acuicultura (Aguado-Giménez et al., 2007), resuspensión por dragado de sedimentos (Sarda et al. 2000) o modificaciones en el hidrodinamismo por la construcción de obras costeras (Martínez-Lladó et al., 2007). Sin embargo, en algunas ocasiones es difícil relacionar estos cambios por la presencia de una de estas amenazas (de-la-Ossa-Carretero et al., 2011,2012a), de modo que puede no ser apropiado como indicador de un impacto. No obstante su estudio es necesario, puesto que permite interpretar distintos

fenómenos y está íntimamente relacionado con la estructura de la comunidad bentónica (*tabla 14*).

Además de alterar la composición del sedimento y aportar materia orgánica particulada y disuelta (Cotano y Villate, 2006; Smith y Shackley, 2006), estas presiones pueden generar una posible acumulación de compuestos orgánicos o inorgánicos (Phillips, 1978). La presencia de impactos como vertidos de aguas residuales o jaulas de acuicultura en el medio marino supone una fuente de nutrientes que puede provocar variaciones en ciclos biogeoquímicos, produciéndose situaciones de mineralización que posteriormente provocan un alto consumo de oxígeno dando lugar a procesos de anoxia (Gray *et al*., 2002). Al igual que el contenido de materia orgánica, el potencial redox puede reflejar situaciones de enriquecimiento orgánico puesto que es una medida de la intensidad de condiciones reducidas (SEPA, 2005) sin embargo, al igual que ocurre con el contenido orgánico también está relacionado con variaciones naturales como cambios en la granulometría, de modo que aunque son parámetros que pueden emplearse como indicadores (*tabla 14*), su empleo está condicionado por una correcta interpretación junto con los resultados obtenidos de otros parámetros del sedimento.

La presencia de amenazas como vertidos de aguas residuales, jaulas de acuicultura, estructuras portuarias… pueden provocar una posible acumulación de otros compuestos contaminantes que presentan una baja solubilidad en el agua y afinidad por materia particulada (Meigss, 1980; Phillips, 1978), tienen un tiempo de residencia mayor en los sedimentos (Shea, 1988) y su mineralización en el sedimento puede ser reversible, de modo que pueden ser liberados al agua desde el sedimento si alguna condición del medio cambia (Luoma *et al.*, 1992). Los vertidos de aguas residuales contienen una gran variedad de sustancias tóxicas: contaminantes orgánicos (PCBs, PAHs o estrógenos), bacterias, virus, protozoos, metales pesados… (Bothner et al., 2002; Moon et al., 2008). Entre estos contaminantes, los metales pesados están incluidos como una categoría de contaminantes de gran interés debido a sus efectos tóxicos a diferentes niveles biológicos (Gutiérrez-Galindo et al., 1994). Su procedencia es variada (pequeñas industrias, talleres de automóviles, puertos, vertidos ilegales de aceites lubricantes, pinturas, pilas…) y en ocasiones se han detectado incrementos en las proximidades de vertidos de aguas residuales urbanas (Bothner et al., 2002; Chicón, 2006). Asociado a la presencia de estructuras portuarias y a las actividades que en ellas se realizan estas construcciones son focos de sustancias contaminantes como hidrocarburos provenientes del petróleo (escape de motores, vertidos provenientes de operaciones con depósitos, escapes de tanques, vertidos accidentales) o compuestos de pinturas anti-incrustantes de los cascos de los buques u otras estructuras. De modo que es importante realizar un análisis de sustancias en el sedimento cuya presencia se pueda sospechar.

Tabla 14. **Parámetros del sedimento propuestos como indicadores de la condición del habitat (Elliott et al., 2009)**

Parámetro	***Recomendación***
Composición granulométrica	Analizar siempre
Porosidad y permeabilidad	Recomendable
Contenido orgánico	Analizar siempre
Potencial redox	Recomendable con enriquecimiento

	orgánico
Metales y otros contaminantes persistentes	Recomendable si se sospecha su aporte
Aceites por técnicas gravimétricas e hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHS)	Recomendable si se sospecha su aporte
Compuestos químicos organoclorados **ej. PCBS**	Recomendable si se sospecha su aporte

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Los siguientes factores ambientales son clave para determinar la condición físico-química e hidrológica de este hábitat:

- Irradiancia PAR
- Propiedades ópticas del agua (coeficiente de extinción de la luz, partículas en suspensión, etc.)
- Temperatura
- Salinidad
- Nutrientes
- Alcalinidad
- Sedimentación
- Estado red-ox del sedimento
- Otros a considerar en función de las características ambientales y las presiones existentes.

Si se conoce la relación entre el factor y el estado de la planta, su medición en continuo o discreta puede emplearse como indicador de condición del hábitat controlar su desviación respecto a un nivel de referencia establecido en base a unos límites de tolerancia determinados de forma empírica para esta especie. Un caso ampliamente estudiado es el de la salinidad en relación a los vertidos de plantas desalinizadoras. A partir de diversas investigaciones se conocen bastante bien los límites de tolerancia de *P. oceanica* a la hipersalinidad (Fernández-Torquemada et al. 2005; Gacia et al. 2007; Ruiz et al. 2009, Marín-Guirao et al. 2011, Sandoval-Gil et al. 2012) y se ha establecido un límite de 38.5 psu que no debe ser sobrepasado en una frecuencia del 25%, calculada en base a la variabilidad temporal a largo plazo de esta (Sánchez-Lizaso et al. 2008). Otros trabajos indican que las concentraciones de sulfuro de hidrógeno en el sedimento de una pradera deben ser siempre inferiores a 10 µM (Calleja et al. 2007) y otros establecen umbrales límite que no deben superar las tasas de sedimentación de materia orgánica y fósforo en una pradera (Díaz-Almela et al. 2008). En cambios, para otros factores esenciales para la supervivencia de la planta como la temperatura (Marbà y Duarte 2010) se desconoce su relación causa-efecto con el estado de la planta y del hábitat, y su conocimiento debe ser abordado con cierta urgencia dada sus implicaciones con los procesos de cambio global. El control de alguno de estos factores (al menos los más relevantes) debe ser incorporado en los programas de seguimiento de praderas

de *P. oceanica* existentes, siempre que sea viable desde el punto de vista operativo, ambiental y económico. Actualmente existen sensores sumergibles dotados con dataloggers capaces de almacenar datos (algunos durante 1 año, pero otros más limitados debido al *fouling*), que proporcionan información clave de determinados procesos climáticos y oceanográficos que pueden explicar en gran medida el estado de las praderas y sus tendencias.

2.3.2.3.3.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES

Este criterio no ha sido utilizado, al considerarse que la información ligada a hábitats está obtenida de una forma demasiado puntual o anecdótica, y a que los patrones espaciales físicos, químicos e hidrológicos superan la escala de los hábitats. Serían recomendables estudios a meso-microescala, que no están por ahora desarrollados.

2.3.3. Nivel de ecosistema

2.3.3.1. Grupo funcional peces

2.3.3.1.1. Criterio 1.7: Estructura de los ecosistemas. Indicador: Talla máxima media

Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del *criterio 1.1*; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas capturadas en las campañas BALAR-MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares entre 2001-2011 y en las campañas científicas de arrastre de fondo (MEDITS), en la península de la demarcación Levantino-Balear (Península), entre 1994 y 2010 (ver apartado 2.3.1.2.1).

El indicador se calcula estimando el valor anual de talla máxima media de la siguiente manera:

$$\overline{L_{\max}} = \frac{\sum_j L_{\max j} N_j}{N}$$

Donde L_{maxj} es la talla máxima, obtenida con el muestreo, para la especie *j*, N_j es el número de individuos de la especie *j*, y *N* es el número total de individuos. Sería preferible utilizar la $L\infty$ como talla máxima; sin embargo, como no se dispone de ese dato en la mayoría de las especies no comerciales, se ha empleado la talla máxima registrada en la campaña considerada.

Este indicador de estado expresa la evolución histórica de la media de la talla máxima de la comunidad de peces y tiene en cuenta las variaciones de tallas intraespecíficas (fenotípicas) que pueden afectar a este indicador. Puesto que se acepta como norma general que en una comunidad bien estructurada la ratio entre especies grandes y pequeñas se mantiene estable y que, además, en estas comunidades las especies grandes están presentes en buen número; una disminución del valor de este indicador normalmente indica un aumento de la presión pesquera (Shin *et al.,* 2005).

Para completar los resultados se ha evaluado la abundancia relativa de los individuos de especies grandes frente a los que tienen una talla máxima inferior. La talla considerada como un umbral adecuado para definir a los peces "grandes" en esta demarcación es la de 30 cm. Su elección para esta zona se ha hecho en base a distintas consideraciones. 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 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). Para las Islas Baleares y península se han probado varios umbrales. Se observó que la talla de 40 cm representa un valor demasiado elevado ya que sólo 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 30 cm como el más idóneo para utilizar en la demarcación levantino balear para distinguir un pez grande de uno pequeño.

El objetivo propuesto es identificar tendencias crecientes o por lo menos estables. Las condiciones de base se establecerán utilizando el método de "condiciones establecidas a partir de un estado anterior" (OSPAR). En futuras evaluaciones se estudiará la evolución de este indicador desde la evaluación previa y el conjunto de la serie histórica.

2.3.3.1.2. Criterio 1.7: Estructura de los ecosistemas. Indicador: Estado de conservación de los peces (CSF)

El CSF es un indicador de estado de conservación de los peces desarrollado para respaldar la Política Pesquera Común (PPC) en cuanto a la implementación de un enfoque ecosistémico para la gestión marina (COM (2008) 187).

Este indicador utiliza la talla máxima como aproximación a la vulnerabilidad de la especie puesto que (i) la pesca desde el punto de vista espacio-temporal está dirigida generalmente a los individuos/especies más grandes, (ii) los artes de pesca son selectivos respecto al tamaño y, a menudo están diseñados para capturar a los peces más grandes y permitir el escape de los más pequeños, (iii) por la acumulación de la mortalidad a lo largo de la vida de una cohorte, los peces más viejos (normalmente con mayor tamaño) son cada vez más escasos, y (iv) las especies grandes son más vulnerables porque tienen tasas potenciales de crecimiento menor, y por ello serán menos capaces de resistir una determinada tasa de mortalidad (Jennings *et al.*, 1998, 1999).

Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas, capturadas en campañas BALAR-MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares entre 2001-2011 y en las campañas científicas de evaluación de ecosistemas y recursos demersales con arte de arrastre de fondo (MEDITS), en la demarcación Levantino-Balear (Península), entre 1994 y 2010 (ver apartado 2.3.1.2.1). Además de estos criterios, que han sido aplicados a todos los indicadores en el Descriptor 1, se ha aplicado como criterio específico para este indicador el que la talla asintótica (L ∞) y / o talla máxima registrada total de las especies

seleccionadas sea mayor de 30 cm, talla que se considera como un umbral adecuado para definir a los peces “grandes” en el área (ver apartado 2.3.3.1.1).

***Tabla 15*. Número y porcentaje de individuos (Nind) y especies (Nesp) por encima de distintas tallas umbrales (40, 30, 20 cm). Demarcación levantino-balear (Baleares)**

Tallas	N_{ind}	$\%N_{ind}$	N_{esp}	$\%N_{esp}$
40	6558	0.72	10	29.41
30	15051	1.65	18	52.94
20	49635	5.43	26	76.47

***Tabla 16*. Número y porcentaje de individuos (Nind) y especies (Nesp) por encima de distintas tallas umbrales (45, 40, 35, 30 cm).**

Tallas	N_{ind}	$\%N_{ind}$	N_{esp}	$\%N_{esp}$
45	8160	2.29	11	25.00
40	13779	3.87	12	27.27
35	19906	5.59	17	38.63
30	27815	7.81	22	50.00

El indicador CSF trabaja con las 20 especies de mayor tamaño que superan los criterios de selección arriba mencionados. Sin embargo en las Islas Baleares esta restricción no fue necesaria, ya que sólo 17 especies superaron los criterios de selección previamente considerados.

Finalmente se calcularon las abundancias estratificadas por clase de talla (en número), siguiendo el método propuesto por Piet *et al.* (2007).

En el caso del área de la península, previamente al cálculo del indicador se han excluido algunas especies para las que el muestreo no se considera adecuado por las siguientes razones:

a) Morfología, comportamiento o preferencia de hábitat que conllevaba una baja capturabilidad como especies pelágicas frecuentes en la columna de agua pero escasas cerca del fondo (p.ej. anchoa o sardina), o especies que encuentran en la parte más somera del área abisal, puesto que el arte de pesca utilizado en las campañas tiene una abertura vertical cercana a 2 m.

b) Tasa media anual de captura reducida, inferior a 20 individuos (independientemente de la talla) en toda la zona de estudio y a lo largo de toda la serie histórica, con lo que se pueden considerar especies accidentales en el área de estudio.

c) La identificación no es fiable a lo largo de la serie histórica.

d) Especies presentes en menos de 5 lances por campaña (el número de lances varia en función de cada diseño de campaña).

e) La especie esta presente en menos del 33% de los años de la serie histórica considerada.

e) Talla asintótica (L ∞) y / o talla máxima registrada total < 35 cm, talla que se considera como un umbral adecuado para definir a los peces grandes en el área siguiendo la metodología propuesta por Shephard et al 2011 (citar doc en preparación)

El proceso para seleccionar las 20 especies consideradas para el indicador, a partir de las especies no excluidas, ha sido el siguiente:

1. Se ha elaborado la lista de las especies capturadas a lo largo de toda la serie histórica con talla media asintótica (L ∞) ≥ 35 cm. La talla asintótica debería calcularse a partir de la talla total y los datos de las edades recogidos en el mismo muestreo, sin embargo, dado que en muchos casos se carecía de esos datos, en su lugar se utilizó la talla máxima registrada en toda la serie histórica (Lmax).

2. Las especies se ordenan de mayor a menor L∞ o Lmax.

3. Se seleccionaron las 20 especies de mayor talla (todas si hay menos de 20 especies).

4. Para cada una de las especies identificadas en el punto '3' se calculó la tasa media de captura estratificada (ponderada a la superficie del estrato) de individuos de longitud ≥ 0,5 L∞ o de Lmax.

Una vez obtenidos estos datos de las especies con sus respectivas abundancias, se procedió de la siguiente manera:

- Para cada especie calculó la media de las capturas (en número) de los 3 primeros años de la serie histórica y se obtuvo la combinación lineal (resta) con cada uno de los años siguientes. Teniendo en cuenta que la serie histórica considerada se extendía desde el 1990 al 2010, a partir del año siguiente (1993) se restó la captura de ese año al promedio 90-92 (es decir: captura1993 – promedio 90-92), y así con los años siguientes hasta el último año disponible. Este proceso se repitió para el resto de los años hasta 1999.

- De los primeros 9 puntos (años) se calculó la regresión lineal que proporciona la predicción de la abundancia del décimo año. Este corresponde el primer punto de un modelo lineal ajustado por mínimos cuadrados (línea roja). La predicción del año siguiente se obtuvo a partir de una nueva regresión obtenida a partir de la combinación lineal de los primeros 11 años. Este procedimiento se realizó hasta el último año disponible.

- A continuación para cada especie, se calculó la diferencia porcentual entre el valor predicho por el modelo lineal (puntos rojos) y el promedio de los tres primeros años (línea azul). Con este procedimiento se pretende reducir el impacto de la variabilidad natural al no utilizar los datos reales sino una combinación lineal de ellos.

Estos porcentajes se recogieron en una matriz especies años y se transformaron en puntuaciones de 0 a 3 siguiendo los criterios de clasificación de especies amenazadas de la IUCN:

- 0: porcentaje de variación es < 50 % la especie se considera en buen estado (o al menos en un estado no vulnerable).
- 1: declive ≥ 50 % en la abundancia de la especie con respecto los 3 primeros años, la especie se considera vulnerable
- 2: declive ≥ 70 % en la abundancia de la especie con respecto a los 3 primeros años, la especie se considera amenazada
- 3: declive ≥ 90 % en la abundancia de la especie con respecto a los 3 primeros años, la especie se considera críticamente amenazada.

Por lo tanto las especies que se encuentran en cualquiera de los criterios de disminución en un año de la serie histórica se consideran como especies amenazadas. Por el contrario para que se considere que una especie ha salido de la condición de amenaza/vulnerabilidad, debe alcanzar una proporción de adultos (talla superior a 0.5*Lmax) igual o superior a la media de los primeros 3 años. Esta última condición es una aplicación del principio de precaución (convención de Rio de Janeiro 1992) que garantiza que pequeñas variaciones positivas en la abundancia de especies vulnerables o amenazadas no se consideren como una recuperación del buen estado ambiental.

Una vez obtenida la tabla de puntuación de cada especie para cada año a partir del décimo, se calculó el indicador de amenaza de todas las especies en conjunto. Éste se calculó para cada año como el promedio de las puntuaciones de todas las especies.

A partir de estos datos se pueden calcular dos indicadores de CSF: (i) CSFa o indicador del nivel medio de amenaza de las especies de la comunidad de peces “grandes”, de acuerdo con la clasificación del listado de IUCN; y (ii) CSFb o indicador de la abundancia de las especies de la comunidad de peces “grandes” en relación a un periodo de referencia.

A diferencia de las otras demarcaciones del resto de España, en las Islas Baleares el indicador CSFa no pudo ser utilizado, debido a que la serie histórica de campañas, que empezó en 2001, no es lo suficientemente larga para su cálculo (necesita series de datos de más de 10 años). Por ello, se ha optado por utilizar el indicador CSFb, que se determinó de la siguiente manera:

1) Para cada una de las especies seleccionadas se calculó la tasa media de captura estratificada (ponderada a la superficie del estrato) de individuos de longitud ≥0,5 L∞ o de Lmáx.

2) Asimismo se calculó la media de las capturas (en número) de los tres primeros años de la serie disponible.

3) Para cada año después del tercero de la serie, se calculó la proporción que representaba la abundancia de cada especie respecto a su media en los tres primeros años.

4) Para un determinado año, el cálculo final del CSFb consiste en aplicar una media geométrica a las proporciones calculadas para las especies seleccionadas.

5) La tendencia en las proporciones, tanto a nivel de especie como medias (CSFb), se determinó mediante ajuste lineal. La significancia de las pendientes en las regresiones lineales se determinó mediante análisis de la varianza (ANOVA).

La dirección de referencia propuesta es que el valor del indicador CSFb se mantenga estable o aumente, lo cual implica que la proporción de individuos "grandes" de las especies vulnerables a la pesca se mantiene estable o incluso se están recuperando, respectivamente. Es decir, en este último supuesto se estaría progresando hacia el objetivo de la Estrategia Marina Europea, de obtener un Buen Estado Ambiental, al tiempo que estaría de acuerdo con la PPC, de asegurar que los impactos de la pesca en el ecosistema marino sean sostenibles.

2.4. Determinación de los niveles de referencia

La Ley 41/2010, de protección del medio marino, entiende por nivel de referencia el nivel (rango de valores, media, tendencia, etc.) con el cual se debería comparar la situación actual para determinar si se encuentra o no en buen estado ambiental (BEA), puede ser: i) un estado anterior conocido ("baseline"); o bien, el estado (o estados) observados en condiciones ambientales lo más naturales posibles, o lo menos influenciados por las presiones antrópicas. En el marco de las EEMM, este nivel de referencia no supone una condición prístina ya que este concepto es actualmente de dudosa aplicación. De hecho, en la mayoría de los casos se ha tenido que hacer referencia a condiciones "no vírgenes" o sea condiciones que conllevaban ya un impacto antrópico en el momento en que se empezó el muestreo, porque normalmente cuando se ha empezado a hacer la evaluación ya existía una explotación de recursos o de hábitat por parte del hombre. Este tipo de condición de referencia puede ser peligrosa y esconder patrones de declive, aunque en la mayoría de los casos estas no existen, o no son disponibles los datos.

A continuación se describen algunos de los criterios y consideraciones tenidos en cuenta en este informe en relación a la determinación de los niveles de referencia en los diferentes tipos de elementos de evaluación.

2.4.1. Nivel de especies (grupos funcionales)

PECES

Las condiciones de referencia varían en función de cada uno de los indicadores utilizados y son fundamentalmente de 3 tipos:

a) basadas en valores de una serie histórica (promedio, inicio o final); p.ej. en el caso del grupo funcional peces 1.2.1, 1.3.1, 1.7.1 (Talla máxima media)

b) Valores fijados por otras Directivas o convenios; p.ej. en el caso del grupo funcional peces 1.7.1 (CSFa)

c) valores fijados estadísticamente; p.ej. en el caso del grupo funcional peces 1.1.1 y 1.1.2

MAMÍFEROS MARINOS

Ver documento específico.

2.4.2. Nivel de hábitat

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Respecto a los indicadores de distribución y extensión (criterios 1.4 y 1.5), la información cartográfica disponible en la demarcación (apartado 1.2) podría ser empleada en todo caso para establecer un nivel de referencia actual para ser empleado en futuras evaluaciones, pero antes es necesario un trabajo intenso de recopilación de la información existente muy dispersa y completar las de las lagunas no determinadas. Lo que si queda patente es que prácticamente todas las lagunas han sufrido o están sufriendo un proceso de disminución de su superficie provocado principalmente por las presiones de origen antrópico.

Respecto a los indicadores de condición del hábitat (criterio 1.6) los cambios hidrográficos producidos en muchas lagunas como consecuencia de la transformación de su geomorfología y/o la contaminación, han provocado transformaciones difícilmente reversibles en el tipo de sustratos y/o comunidades presentes. Por lo tanto cualquier dato acerca de la situación anterior a dichas transformaciones no se puede utilizar como nivele de referencia.

Como niveles de referencia en las EEMM se pueden utilizar los datos actuales del seguimiento realizado por las CCAA por requerimiento de la DMA en los que ya se están utilizando indicadores que reflejan la condición del hábitat.

La Albufera des Grau en Menorca es la única albufera que se puede considerar como referencia del comportamiento de lagunas costeras con influencia marina de características similares, ya que las presiones antrópicas a las que se ve sometida son prácticamente inexistentes.

Ya se están aplicando planes de regeneración de lagunas en algunas cuencas hidrográficas. Por ejemplo en el Delta del Ebro en la laguna de l'Encanyissada se han realizado diversas actuaciones con la finalidad de recuperar la vegetación sumergida que servía de sustento a aves acuáticas y peces. La eutrofización del ecosistema acuático se relaciona con el uso abusivo de pesticidas y abonos inorgánicos en los arrozales del delta en la década de los 70. La desecación de una parte de la laguna durante un año, que permitió la aireación del sedimento, así como la entrada de agua procedente directamente del río Ebro en la cubeta más grande, fueron dos de las medidas tomadas para disminuir los aportes de nitrógeno en forma de amonio. En la actualidad, el recubrimiento de los macrófitos en esta laguna es prácticamente del 100%, habiéndose recuperado la población de peces y aves acuáticas (Fores *et al*, 2002).

Para más información consultar Anexo IV Hábitat lagunas

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Respecto a los indicadores de distribución y extensión (criterios 1.4 y 1.5), la información cartográfica disponible en la Demarcación (apartado 1.2) podría ser empleada en todo caso para establecer un nivel de referencia actual y utilizada en futuras evaluaciones, pero antes es necesario un trabajo a fondo de revisión, completar las áreas no cartografiadas, mejorar las existentes, homogeneizar criterios, etc. Es necesario sentar las bases para que las cartografías futuras sean comparables con las actuales y viceversa.

Se desconoce el estado del hábitat rocoso en los años 50 del siglo pasado, cuando probablemente su distribución y extensión apenas había sido alterada por la presión antrópica; por tanto, y basándonos es estos criterios, es imposible determinar para este informe el estado actual del hábitat. Podemos, como mucho, emplear una aproximación basada en el cruce de la información cartográfica existente y la influencia o presencia de algunos impactos conocidos (obras costeras, vertidos de tierras o de aguas residuales, regeneración de playas etc.). Esto nos daría una idea aproximada de la magnitud en que la distribución y la superficie del hábitat han sido potencialmente alteradas por el marcado desarrollo de la zona costera en los últimos 60 años; por supuesto, hay que asumir que tanto los límites de los hábitats como su extensión son bastante estables a escala de décadas, y que tan solo son alterados por la influencia de las presiones antrópicas. Este tipo de análisis se puede, y se debe complementar por todo tipo de información procedente de casos bien documentados y publicados en la Demarcación Catalano-Levantino-Balear, relativa a los impactos de la actividad humana sobre la distribución y superficie de las praderas.

Para futuras evaluaciones no sólo se debería disponer de una cartografía bionómica unificada y completa de toda la Demarcación, sino que podría emplearse para llevar a cabo un ejercicio de análisis comparativo con los fotogramas aéreos del vuelo de 1953, una época en la que el desarrollo de la costa mediterránea española era aún incipiente, y es muy probable que el impacto del hombre sobre estos hábitats fuera todavía despreciable. En estas fotos antiguas, se pueden cartografiar los polígonos rocosos someros en muchos tramos de la línea de costa y, tras una adecuada georreferenciación, pueden superponerse con imágenes más actuales. Los resultados de este ejercicio, que podrían extenderse a otros hábitats costeros, aportaría una interesante información sobre la evolución de las presiones en nuestras costas y una posible información complementaria para evaluar el estados actual de estos hábitats.

Respecto a los indicadores de condición del hábitat (criterio 1.6), apenas se dispone de datos de descriptores estructurales, ni de ningún otro indicador o variable, en algún lugar de la Demarcación que puedan ser tomados como una referencia temporal del estado del hábitat en el pasado, anterior a las posibles alteraciones en su estado actual. No existe ninguna serie temporal larga de un indicador de esta clase. Es necesario realizar un esfuerzo en la toma de datos y estandarizar series temporales para establecer unos valores que definan una condición de referencia del hábitat rocoso infralitoral con vistas a futuras evaluaciones de la DMEM.

Solo existe una información más completa con una base de datos asociada a la cartografía en la Región de Murcia (DG de Medio Natural) realizada para la valoración del Estado de Conservación del hábitat 1120 de las zonas LIC (red Natura 2000).

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Las comunidades bentónicas están influenciadas por interacciones en procesos bióticos (competencia, depredación, reproducción, alimentación) y abióticos (granulometría, materia orgánica, profundidad, salinidad, temperatura) que ocurren a múltiples escalas tanto espaciales como temporales (Borja y Muxika, 2008). Estos factores naturales condicionan las características naturales del hábitat y las comunidades, y por lo tanto determinan el nivel de referencia correspondiente frente al cual debemos comparar la situación actual de este hábitat en la demarcación.

El proceso para establecer un nivel de referencia para los fondos blandos infralitorales debe de venir precedido por el análisis de parámetros que nos permitan identificar qué tipo de sustrato y biocenosis correspondería a la zona en condiciones ambientales lo más naturales posibles o lo menos influenciadas por las presiones antrópicas. Factores naturales como la tipología del sedimento, la profundidad o la hidrografía de la zona afectan tanto a los criterios relativos a la distribución y extensión del hábitat como al relativo a la condición del hábitat.

Respecto al criterio de distribución y en base a la variabilidad natural dentro de este tipo hábitat, sería conveniente aumentar la información relativa a los fondos blandos infralitorales de la Demarcación Levantino Balear, completando la cartografía actual con estos parámetros con el fin de establecer los niveles de referencia para cada zona costera. Establecer que biocenosis ocuparían este hábitat de manera natural determinaría los niveles de referencia a mantener en cada zona por lo que se refiere al descriptor relacionado con la distribución. De modo que alteraciones en el patrón de distribución, como presencia de fondos blandos muy contaminados provocada, significaría una modificación respecto a este nivel de referencia.

Por lo que se refiere al criterio de extensión del hábitat, de los datos disponibles para la realización de este informe se observa que 153.1 km^2, un 5.1 % del área que ocupa este tipo de hábitat en la demarcación, está en riesgo de degradación medioambiental debido a las presiones antrópicas descritas. En una primera evaluación esta extensión ha sido calculada en base a un área buffer para cada una de las presiones identificadas en información proveniente de CEDEX, IEO, IHM y EPSAR. Sin embargo, la información relativa a la localización de estas presiones ha de ser completada con estudios que cuantifiquen la extensión del hábitat que está siendo realmente afectada por un impacto, es necesario determinar que parte de este porcentaje está en una situación de degradación ambiental, para lo cual hay que hacer referencia al criterio condición del hábitat. Parte de esta información está disponible en trabajos ya realizados para la evaluación o seguimiento ambiental de estas presiones. Una revisión de estos resultados publicados en informes técnicos y en publicaciones científicas permitirá determinar qué área del hábitat está afectada por las presiones y establecer un nivel de referencia para los próximos años. Esta información debería ser completada con evaluaciones de las zonas afectadas por las presiones identificadas mediante el indicador propuesto para condición de especies y comunidades típicas, analizando la composición de la comunidad bentónica por medio de un técnicas multivariantes de las zonas afectadas respecto a zonas próximas y con características similares donde no se haya identificado una presión cercana, las cuales se utilizarían para este indicador como niveles de referencia.

Respecto al criterio condición del hábitat, establecer un nivel de referencia para los indicadores propuestos tiene ciertas dificultades debido a las oscilaciones naturales tanto temporales como espaciales. Distintas metodologías han sido propuestas para establecer un nivel de referencia correcto (Borja et al., 2012): empleando zonas pristinas, utilizando series históricas, modelizando situaciones de referencia, marcando objetivos en base a un estado de referencia actual o pasado o utilizando el mejor criterio profesional (Best professional judgment).

En el caso de la Demarcación Levantino Balear, para esta evaluación inicial se ha empleado el índice MEDOCC, utilizado en la Directiva Marco de Agua. Para este índice el nivel de referencia es fijo, de modo que una valoración de buen estado ambiental se obtiene con valores del índice < 3.2 y corresponde con una situación de abundancia relativa de las especies sensibles sea > 10% y la de las especies oportunistas sea < 10%. Sin embargo, emplear un nivel fijo puede generar que no se

distinga correctamente las situaciones en las que la condición del hábitat se aleje del buen estado ambiental. De modo que con vistas a futuras evaluaciones se recomienda establecer el nivel de referencia ajustado para cada zona concreta en base a parámetros como la tipología del sedimento, la profundidad o la hidrografía de la zona así como la biocenosis establecida. Del mismo modo, en el caso de que se justifique y decida utilizar otro de los índices bióticos existentes (p. e. BOPA) se ajustará el nivel de referencia correspondiente.

Finalmente, con respecto al indicador para las condiciones físicas, químicas e hidrológicas, parámetros como la granulometría, porcentaje de materia orgánica o potencial redox varían de manera natural tanto espacial como temporalmente. De esta manera es recomendable establecer niveles de referencia para estos parámetros en función de las características naturales que se obtendrían en ausencia de presión antrópica. Para ello es necesario emplear para la evaluación de este indicador controles contemporáneos que nos permitan diferenciar cuando los cambios en estos parámetros son debidos a un impacto antrópico y cuando son variaciones naturales. Por lo que se refiere a la concentración de sustancias contaminantes nos remitiremos al nivel de referencia establecido en el descriptor 8.

***Tabla 17*. Indicadores y niveles de referencia propuestos para cada uno de los criterios.**

Indicador	***Nivel de referencia***
Criterio 1.4: Distribución del hábitat.	
1.4.2: Patrón de distribución. Modificación en la distribución de las biocenosis establecidas de manera natural.	Biocenosis correspondiente en base a la tipología del sedimento, profundidad y hidrología.
Criterio 1.5: Extensión del hábitat.	
1.5.1: Área ocupada por el hábitat. Superficie del hábitat en riesgo de degradación medioambiental	Zona cercana libre de presión antrópica o de impacto (en base a indicador 1.6.1)
Criterio 1.6: Condición del hábitat.	
1.6.1: Condición de especies y comunidades típicas. Análisis de la comunidad de invertebrados bentónicos.	Comunidad bentónica establecida en zonas libres de presión antrópica (completa a indicador 1.5.1)
1.6.2: Abundancia relativa y/o biomasa. Abundancia relativa de grupos con distinto nivel de tolerancia	MEDOCC< 3.2 (abundancia relativa de las especies sensibles sea > 10% y la de las especies oportunistas sea < 10%)
1.6.3: Condiciones físicas, químicas e hidrológicas. Parámetros físico-químicos del sedimento	Zona cercana libre de presión antrópica o de impacto (granulometría, contenido de materia orgánica, potencial redox). Ver descriptor 8 (sustancias contaminantes)

PRADERAS DE POSIDONIA OCENICA

Respecto a los indicadores de distribución y extensión (criterios 1.4 y 1.5), la información cartográfica disponible en la demarcación (apartado 1.2) podría ser empleada en todo caso para establecer un nivel de referencia actual para ser empleado en futuras evaluaciones, pero antes es necesario un trabajo a fondo de revisión, de completar áreas no cartografiadas, de mejorar las existentes, homogeneizar criterios, etc. Es necesario sentar las bases para que las cartografías actuales sean comparables con cartografías futuras, y viceversa. Se desconoce el estado en que se encontraban las praderas de *P. oceanica* en los años 50 del siglo pasado, que es cuando

probablemente su distribución y extensión apenas había sido todavía alterada por la presión antrópica, y por tanto es imposible determinar para este informe el estado actual del hábitat basándonos es estos criterios. Podemos, como mucho, emplear una aproximación basada en el cruce de la información cartográfica existente y la influencia o presencia de algunos impactos conocidos (presencia de obras costeras, áreas de arrecifes artificiales, etc.). Esto nos daría cierta idea, sólo aproximada, de la magnitud en que la distribución y superficie de las praderas de *P. oceanica* han sido potencialmente alteradas en la demarcación por el marcado desarrollo de la zona costera en las últimas 6 décadas; por supuesto, hay que asumir que tanto los límites de las praderas como su extensión son bastante estables a escalas decadales, y que tan sólo son alterados por la influencia de las presiones antrópicas. Este tipo de análisis puede, y debe, ser complementado por todo tipo de información procedente de casos bien documentados y publicados en la Demarcación Levantino-Balear en los que los impactos de la actividad humana han alterado la distribución y superficie de las praderas.

Para futuras evaluaciones no sólo debería tenerse una cartografía unificada y completa de angiospermas marinas de toda la Demarcación (junto con la de Alborán), sino que ésta podría emplearse para llevar a cabo un ejercicio de análisis comparativo con los fotogramas aéreos del vuelo de 1956, una época en la que el desarrollo costero de la costa mediterránea española era aún incipiente y es muy probable que el impacto del hombre sobre estos hábitats fuera todavía negligible. En estas fotos antiguas se observan con claridad los límites superiores de *P. oceanica* en muchos tramos de la línea de costa, que pueden superpuestos con imágenes más actuales tras una adecuada georreferenciación (pero con cautela ya que no es posible realizar una confirmación *in situ* de manchas dudosas que podrían ser algo diferente a pradera de Posidonia, como rocas u hojas muertas). Los resultados de este ejercicio, que podrían extenderse a otros hábitats costeros, aportarían resultados interesantes sobre la evolución de las presiones en nuestras costas y aportaría información complementaria para evaluar el estado actual de estos hábitats.

Respecto a los indicadores de Estado de los hábitats (criterio 1.6) apenas se dispone en algún lugar de la demarcación de datos de descriptores estructurales, ni de ningún otro indicador o variable, que puedan ser tomados como una referencia temporal del estado del hábitat en el pasado, anterior a las alteraciones del hábitat en su estado actual. La serie temporal más larga y antigua de un indicador de esta clase es la obtenida para la densidad de haces y el porcentaje de cobertura en la pradera de las Islas Medas (Gerona, Cataluña) desde 1984 (Romero 2004); el resto de series temporales ahora disponibles en un gran número de praderas del litoral español son bastante más recientes. La alternativa es emplear los datos de todas estas series temporales obtenidos en zonas costeras con alto grado de naturalidad para establecer unos valores que definan una condición de referencia de la estructura de las praderas con vistas a futuras evaluaciones de la EEMM. Se disponen de series temporales en unas 140 praderas en las que actualmente se miden descriptores estructurales y otras variables con periodicidad anual o bianual desde 1998 en el litoral catalán, desde 2002 en Baleares y Comunidad Valenciana y desde 2004 en Murcia. El programa de seguimiento de praderas de Andalucía se inició en 2009 por la Junta de Andalucía. Estos valores deben ser definidos para cada región (donde los datos han sido obtenidos con el mismo método) y para diferentes niveles de profundidad, factor que causa una variación muy significativa de los descriptores estructurales y que enmascara cualquier otra variación causada por un factor o perturbación externos (Romero, 1985; Leriche et al. 2011). En su lugar, los diversos estudios suelen emplear valores de referencia publicados en la literatura científica (Giraud 1977;

Pergent et al. 1995), pero no son adecuados ya que corresponden a otras zonas geográficas del Mediterráneo que pueden no ser representativas de una gran parte de la demarcación Levantino-Balear.

Para el presente informe, y a título ilustrativo de lo sugerido anteriormente, se han analizado las bases de datos proporcionadas por las redes de seguimiento de *P. oceanica* de las Comunidades Autónomas de Cataluña (DG de Pesca y Asuntos Marítimos), Baleares (Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí) y Murcia (Servicio de Pesca y Acuicultura-IEO); para el caso de Región de Murcia se ha incorporado al análisis una base de datos espaciales de los descriptores obtenida en unos 500 puntos de muestreo (DG de Medio Natural) para la valoración del Estado de Conservación del hábitat 1120 de las zonas LIC (red Natura 2000). Para el caso de Cataluña sólo se han empleado datos del periodo 1998-2002 extraídos por los informes disponibles para este trabajo (Renom y Romero 2002), ya que los datos del resto de la serie temporal no han sido proporcionados. Por cuestiones prácticas no se van a ilustrar aquí todos los gráficos y tablas obtenidos en cada caso. En la *tabla 18* se muestran los modelos de regresión ajustados a los datos de cada descriptor en función de la profundidad, para cada región de la demarcación *(Figura 11).* Como se ha explicado antes, la profundidad explica entre el 49 y 68% de la densidad de haces de la pradera y algo menos (38-58%) en el caso de la cobertura de las praderas de la Demarcación. A modo de ejemplo, en la *tabla 19* se muestran los rangos teóricos para cada nivel de profundidad de ambos descriptores basados sólo en los datos de las praderas de Región de Murcia. En la *figura 12* se representan los rangos teóricos de ambos descriptores en las tres regiones de la demarcación, establecidos a partir de sus respectivos modelos teóricos ajustados a los datos disponibles *(tabla 19).* En el caso de la densidad de haces, se observa claramente un alto grado de solapamiento entre los valores de las praderas de Murcia y Baleares, cuyas aguas son más cálidas, oligotróficas y transparentes que Cataluña, donde los valores de este descriptor son consistentemente más bajos a todas las profundidades. En el caso de la cobertura de pradera el solapamiento es mucho mayor, pero también hay diferencias entre regiones. Estos datos ilustran la importancia de las variaciones regionales de los indicadores y descriptores de los hábitats dentro de la Demarcación Levantino-Balear, lo que dificulta la posibilidad de realizar una evaluación global, única, para toda la demarcación.

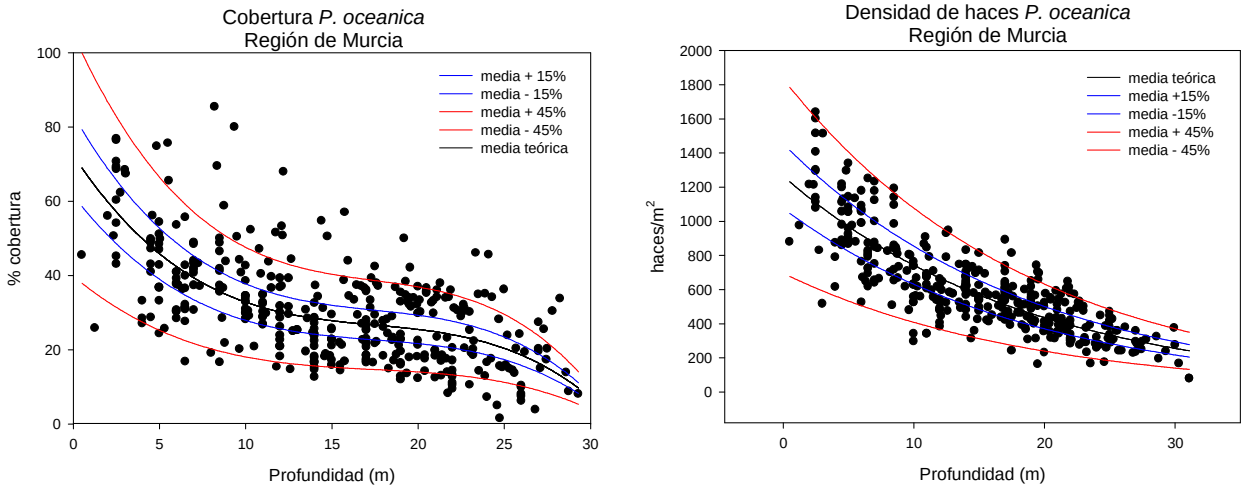


Figura 11. **Variación del porcentaje de cobertura y la densidad de haces con la profundidad en el caso de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia (n = 374; Ruiz-IEO y red de seguimiento de *P. oceanica* de la CCAA**

de la Región de Murcia, datos no publicados). Por cuestiones prácticas no se muestran los gráficos correspondientes a Cataluña y Baleares. La línea negra continua corresponde al modelo de regresión ajustado *(Tabla 18).* Línea azul = ± 15% media; Línea roja = ± 415% media.

Tabla 18. **Resumen del análisis de regresión realizado para determinar la relación entre los descriptores estructurales y la profundidad. N = número de praderas; R^2 = coeficiente de determinación; P = nivel de significación (=0,05); y = valor descriptor; x = profundidad.**

Región	Descriptor	N	R^2	Error Estándar	P	Modelo
Cataluña	*densidad de haces*	79	0,49	129,3	***	$\mathbf{y} = 681{,}7 \cdot e^{-0{,}072 \cdot \mathbf{x}}$
	% cobertura	79	0,58	11,2	***	$\mathbf{y} = 84{,}4 - 7 \cdot \mathbf{x} + 0{,}2 \cdot \mathbf{x}^2 - 0{,}001 \cdot \mathbf{x}^3$
Baleares	*densidad de haces*	193	0,58	169,01	***	$\mathbf{y} = 43{,}02 + 1116{,}3 \cdot e^{-0{,}044 \cdot \mathbf{x}}$
	% cobertura	147	0,39	11,9	***	$\mathbf{y} = 70{,}4 \cdot e^{-0{,}064 \cdot \mathbf{x}}$
Murcia	*densidad de haces*	374	0,68	154,5	***	$\mathbf{y} = 1264{,}5 \cdot e^{-0{,}053 \cdot \mathbf{x}}$
	% cobertura	374	0,39	11,1	***	$\mathbf{y} = 72{,}3 - 7 \cdot \mathbf{x} + 0{,}37 \cdot \mathbf{x}^2 - 0{,}0072 \cdot \mathbf{x}^3$

Fuentes:

Cataluña: datos de la "Red de control de la calidad biológica de P. oceanica en el litoral catalán" obtenidos entre 1998 y 2002 por el Dpto. de Ecología de la Univ. de Barcelona (Renom y Romero, 2002), para la Dirección General de Pesca y Asuntos Marítimos (DGPAM) de la Generalitat de Cataluña.

*Baleares: datos de la "Red de vigilancia de las praderas de P. oceanica de Baleares" entre 2002 y 2010 de la Dirección General de Pesca (DGP) del Gobierno balear (*Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí. Gobierno Balear).

Murcia: datos obtenidos por el Centro Oceanográfico de Murcia (IEO) entre 2004 y 2011 para la "red de seguimiento de P. oceanica de la Región de Murcia del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (IEO-CARM), así como datos obtenidos para los trabajos de caracterización de zonas LIC de la DG de Medio Natural de esta misma Comunidad Autónoma.

***Tabla 19*. Rangos de los descriptores estructurales obtenidos a partir del modelo teórico ajustado a los datos medidos en las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia, en este caso (por cuestiones prácticas no se ilustran los resultados obtenidos en Cataluña y Baleares).**

A) Densidad de haces (haces / m^2)								
		ALTA (+15 - +45 %)		NORMAL (+15 - -15%)		BAJA (-15 - 45%)		
Prof	MUY ALTA (> +45%)	superior	inferior	superior	inferior	superior	Inferior	MUY BAJA (< -45%)
1	> 1729,5	1729,5	1013,9	1729,5	1013,9	1013,9	656,0	< 656
5	> 1401,8	1401,8	821,8	1401,8	821,8	821,8	531,7	< 531,7
10	> 1072,9	1072,9	629,0	1072,9	629,0	629,0	407,0	< 407
15	> 821,2	821,2	481,4	821,2	481,4	481,4	311,5	< 311,5
20	> 628,6	628,6	368,5	628,6	368,5	368,5	238,4	< 238,4
25	> 484,2	484,2	283,8	484,2	283,8	283,8	183,6	< 183,6
30	> 370,6	370,6	217,2	370,6	217,2	217,2	140,6	<140,6
B) Porcentaje de cobertura								
		ALTA (+15 - 30%)		NORMAL (+15 - -30%)		BAJA (-15 - -30 %)		
Prof	MUY ALTA (> +45%)	superior	inferior	superior	inferior	superior	Inferior	MUY BAJA (< -30%)
1	> 94,7	94,7	75,1	75,1	55,5	55,5	35,9	< 35,9
5	> 66,5	66,5	52,7	52,7	39,0	39,0	25,2	< 25,2
10	> 47,4	47,4	37,6	37,6	27,8	27,8	18,0	< 18
15	> 40,3	40,3	32,0	32,0	23,6	23,6	15,3	< 15,3
20	> 36,9	36,9	29,2	29,2	21,6	21,6	14,0	< 14
25	> 29,5	29,5	23,4	23,4	17,3	17,3	11,2	< 11,2
30	> 15,1	15,1	12,0	12,0	8,9	8,9	5,7	< 5,7

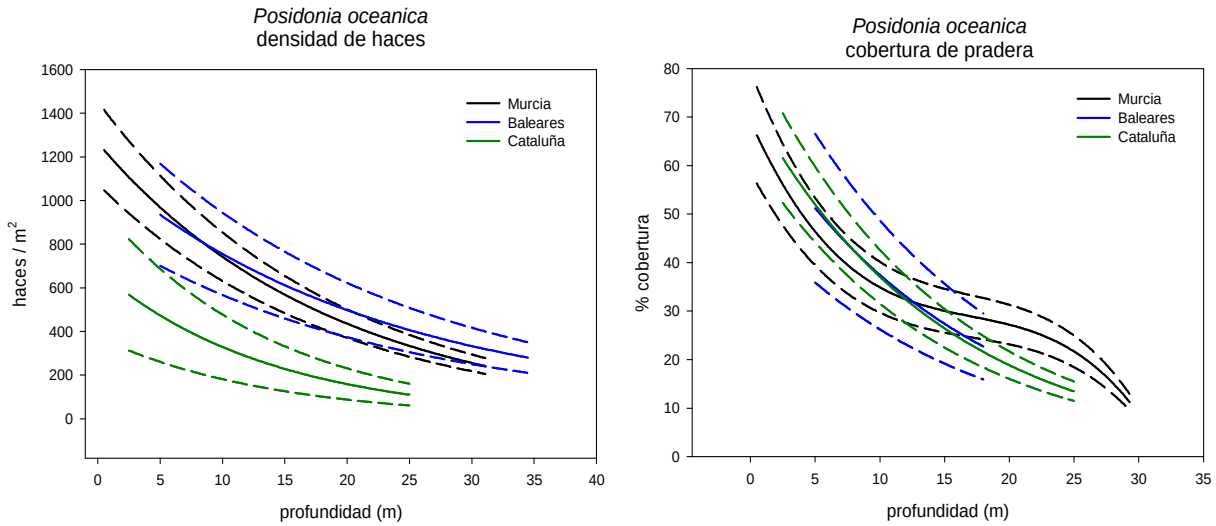


***Figura 12.* Variación de los descriptores estructurales con la profundidad en las regiones de la demarcación Levantino-Balear (Cataluña, Baleares y Murcia) según los modelos teóricos ajustados a los datos obtenidos en las praderas de estas regiones *(Tabla 18).* Línea continua = media; línea discontinua = ± 1 desviación estándar.**

Por otro lado, además de establecer estos rangos teóricos como niveles de referencia con los que comparar el estado de una pradera en un momento dado, también podemos analizar las tendencias de las series temporales disponibles de praderas en cada región en condiciones lo más naturalizadas posible y utilizar estos rangos para conocer si la pradera sigue una dinámica "normal" a lo largo de un seguimiento o está experimentando algún tipo de desviación anormal de esa dinámica como consecuencia de factores climáticos, antrópicos o una mezcla de ambos. En la *figura 13* se muestran algunos ejemplos de series temporales disponibles para la densidad de haces y el porcentaje de cobertura, donde se pueden apreciar los más variados comportamientos de su dinámica temporal en función del descriptor y localidad (por cuestiones prácticas no se muestran las gráficas de todas las series temporales de todas las praderas monitorizadas en la demarcación, que son del orden de 100).

De estas series temporales, a partir de la variación del descriptor entre dos muestreos anuales sucesivos, se ha calculado:

a) Valor medio de la tasa de crecimiento neto anual, que equivale a una tendencia media de la serie temporal (a partir de ahora, *tendencia media anual*).

b) Crecimiento neto de todo el periodo estudiado, que equivale al balance neto total del descriptor correspondiente a ese periodo (a partir de ahora, *crecimiento neto*).

En realidad son dos formas diferentes de expresar lo mismo: la dinámica de la población de haces de la pradera. Como se muestra en la *Figura 13* Hay praderas que mantienen unos valores medios bastante estables de un año a otro, mientras que otras praderas muestran fluctuaciones significativas en algunos años. Estas fluctuaciones pueden ser tanto positivas (incremento) como negativas (disminución). Si las variaciones interanuales positivas superan a las negativas significa que la dinámica de la estructura de la pradera es *progresiva* y tiene un crecimiento neto positivo durante el periodo de años estudiado. Si las variaciones interanuales positivas igualan a las negativas la dinámica es *estable* y no hay crecimiento neto. Si las variaciones interanuales positivas no llegan a superar a las negativas la dinámica es regresiva y el crecimiento neto es *negativo.*

Para este análisis sólo se han considerado aquellas praderas de localidades en las que el impacto antrópico es aparentemente ausente o ejerce una presión con muy baja probabilidad de afectar a la estructura y al funcionamiento de *P. oceanica* (de acuerdo con el criterio de cada experto en cada región). En la *Tabla 20* y *Figura 14* se muestra, para cada descriptor, los valores medios y rangos, mediana y percentiles 10 y 90, quedando así estadísticamente caracterizados de acuerdo a la información disponible en las regiones en las que las series temporales han estado disponibles.

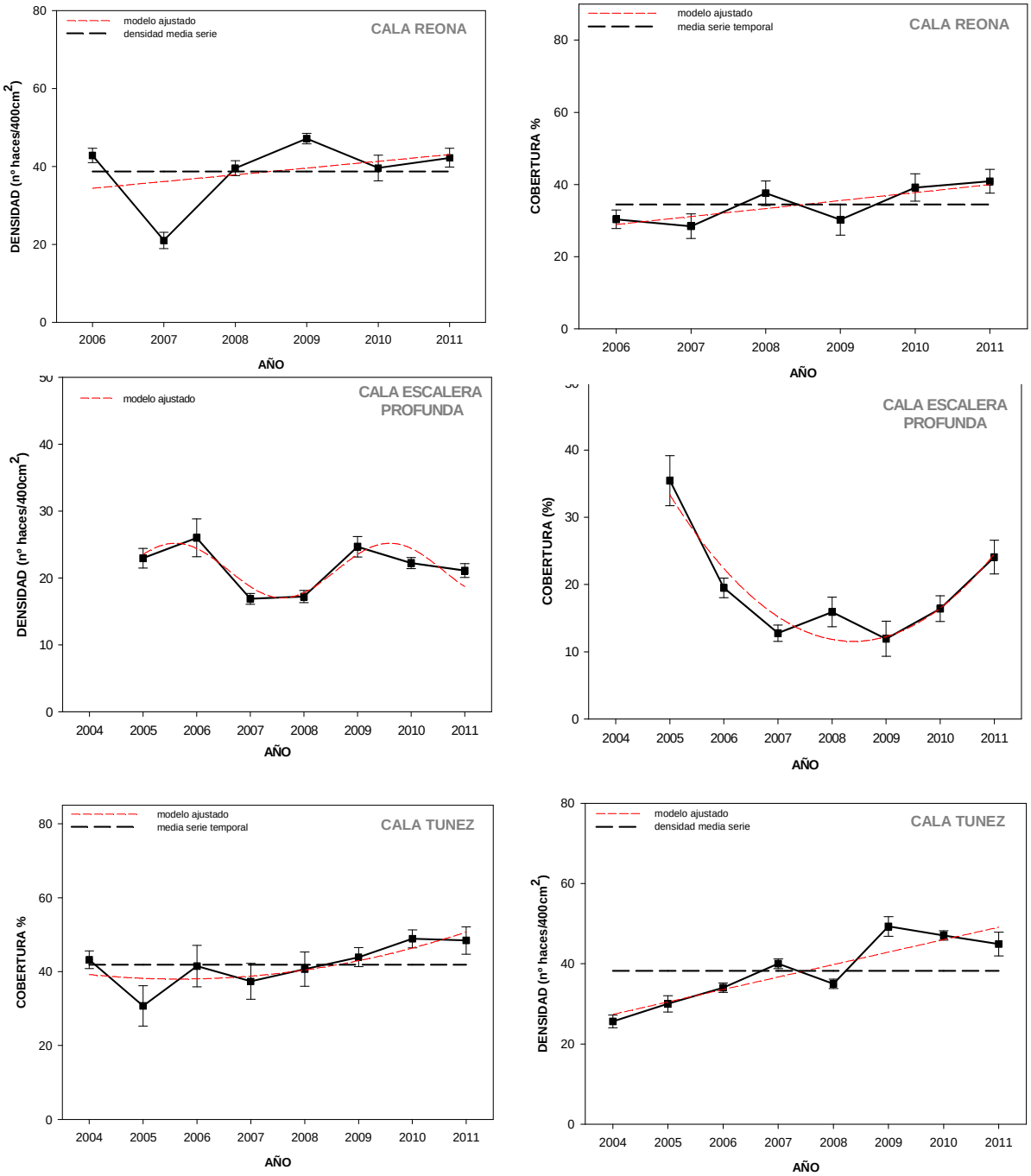


Figura 13. **Ejemplos de series temporales de los descriptores estructurales (densidad de haces y porcentaje de cobertura; medias y error estándar) obtenidas en praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia: Cala Reona (-5 metros, superior), donde el balance neto de la densidad de haces en el periodo 2006-2011 es casi cero, aunque la dinámica es algo fluctuante, y positivo para la cobertura, con tendencia progresiva; Cala Escalera (-19-20 m, Cabo de Palos; centro), con claras variaciones plurianuales de la densidad aunque con balance neto próximo a cero, mientras que la cobertura sigue una dinámica claramente regresiva los primeros años y, aunque es progresiva los últimos años de la serie, el balance neto para este descriptor en el periodo 2005-2011 es todavía negativo; Cala Túnez (-8 m, Cabo de Palos; abajo), ejemplo de tendencias y balances netos claramente positivos que caracterizan una dinámica progresiva. Fuente: Ruiz J.M.-IEO-Red Posidonia Comunidad Autónoma Región de Murcia, datos no publicados; Ruiz et al. (2010); Ruiz et al. 2012 (informe anual).**

Tabla 20. **Caracterización estadística de las variables (crecimiento neto y tendencia media anual) extraídas de todas las series temporales de los descriptores estructurales disponibles en la demarcación Levantino-Balear.**

Islas Baleares	Fuente: Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí. Gobierno Balear.						
	Número de praderas: 49		periodo:	2002-2010			
Variable	**Descriptor serie temporal**	**media**	**mediana**	**mínimo**	**máximo**	**percentil 10**	**percentil 90**
densidad haces	*% crecim. neto*	-24,5	175,2	37,5	26,2	-8,4	110,3
	% tendencia media anual	-4,9	32,0	7,4	5,1	**-1,7**	22,5
% cobertura	*% crecim. neto*	-12,1	60,5	10,9	8,2	-10,0	42,0
	% tendencia media anual	-2,4	7,9	2,0	1,4	**-1,7**	7,6
Región de Murcia	Fuentes: IEO-CARM						
	Número de praderas: 17		periodo:	2004-2011			
Variable	**Descriptor serie temporal**	**media**	**mediana**	**mínimo**	**máximo**	**percentil 10**	**percentil 90**
densidad haces	*% crecim. neto*	37,8	35,0	-11,2	102,3	-6,2	74,3
	% tendencia media anual	6,5	7,2	-1,6	14,6	**-1,0**	11,9
% cobertura	*% crecim. neto*	25,5	20,8	-32,1	81,6	-1,9	63,0
	% tendencia media anual	4,7	3,0	-5,3	20,4	**-0,3**	10,4
Com. Valenciana	Fuentes: Institut d'Ecología Litoral - Diputación de Alicante.						
	número de praderas: 32		periodo:	2002-2010			
Variable	**Descriptor serie temporal**	**media**	**mediana**	**mínimo**	**máximo**	**percentil 10**	**percentil 90**
densidad haces	*% crecim. neto*	28,2	22,6	-7,4	75,8	-5,6	72,4
	% tendencia media anual	4,4	2,8	-1,0	15,0	**-0,8**	11,7
% cobertura	*% crecim. neto*	14,5	14,3	-1,4	35,7	-0,4	27,0
	% tendencia media anual	2,0	2,0	-0,2	5,1	**-0,1**	3,7

Como se resume en la *tabla 20* y se ilustra en la *figura 14,* las praderas de zonas en buen estado de conservación de la demarcación Levantino-Balear, o con baja-nula influencia antrópica (al menos aparentemente), mantienen una dinámica predominantemente estable o progresiva tanto para la densidad de haces como para el porcentaje de cobertura. Teniendo en cuenta ambos descriptores, éstas representan entre el 73% y el 70% para Murcia y Baleares, respectivamente, y una proporción algo mayor para la Comunidad Valenciana (93%). El resto son praderas en las que se ha detectado algún tipo de síntoma regresivo en uno o ambos descriptores, a pesar de estar en zonas en las que no hay presente un impacto antrópico o la influencia de una presión es bastante improbable. Para este análisis se ha considerado que el descriptor muestra una tendencia regresiva cuando su valor es inferior al del percentil 10 calculado para cada región *(Tabla 20)*, que varía entre -0,8% y -1,7% para la tendencia media anual (valores inferiores se consideran cero). Una parte de estas tendencias regresivas varían entre dichos valores y -2%, es decir, muy suaves y muy probablemente sigan sin ser significativamente diferentes de cero (dinámica estable). Otro

grupo de casos muestra tendencias negativas más significativas, entre -3 y -6% anual, y que son valores "outlayer" de la distribución, representados en la *Figura 14*. Casos de este tipo se han detectado en praderas de la Región de Murcia (1 caso, 6% del total analizados) y especialmente en Baleares (8 casos, 20% del total analizados). Otros datos publicados ponen en evidencia también la existencia de praderas con tendencias regresivas en zonas protegidas del Mediterráneo español y sin aparente influencia antrópica; Marbà et al. (2005) y Marbà (2009) proponen que el 60-70% de las praderas de la demarcación están en regresión desde 2000 y el 37% (respecto a un total de 19 praderas analizadas) se encuentran en áreas marinas protegidas como el Parque Nacional de Cabrera. De forma similar, Bonhome et al. (2010) describen tendencias regresivas de la densidad de haces en los límites inferiores de praderas profundas del Parque Natural de Port Cros (Marsella, Francia). Ante la ausencia de una presión antrópica aparente que explique estos comportamientos regresivos, algunos autores defienden la idea de una regresión generalizada de las praderas del mediterráneo español forzada por los cambios del clima (Marbà 2009).

Así pues, se puede afirmar que las diferentes fuentes de datos analizadas coinciden en el hecho de la existencia de praderas con dinámicas regresivas aparentemente no relacionadas con presión antrópica, pero no en la magnitud de la proporción del fenómeno regresivo. Por otro lado, otros autores no han detectado tendencias regresivas en zonas bien conservadas de diferentes países mediterráneos, incluyendo zonas protegidas de la demarcación levantino-balear (González Correa et al 2007). Hay regiones enteras de la demarcación como la Comunidad Valenciana en la que no se detectan tendencias regresivas excepto en praderas con una clara influencia antrópica (ver apartado 2.5.2). Por tanto, la hipótesis de una regresión generalizada y sus dimensiones es una cuestión abierta y discutible, y hay que analizar y matizar con más detalle el conjunto de datos y todos los factores que pueden ser responsables de esas tendencias y balances negativos (Bonhome et al. 2010). Hay que considerar que la dinámica de las praderas no son procesos lineales, sino que existen fluctuaciones anuales y variaciones plurianuiales, más o menos cíclicas, de los descriptores demográficos de las praderas forzados por eventos y procesos climáticos y oceanográficos que actúan a diferentes escalas espaciales y temporales (p.e. efectos indirectos de la Oscilación del Atlántico Norte a través de cambios en la pluviosidad, nubosidad, etc; Bonhome et al 2010). Este tipo de variaciones pueden ser confundidas fácilmente con otros procesos (p.e. influencia antrópica difusa) y responder simplemente a un comportamiento natural, tal como se ha descrito a partir de series temporales obtenidas en formaciones vegetales terrestres, aunque también pueden estar cambiando por influencia de procesos de cambio global. Esto a su vez tiene importantes implicaciones a nivel de la evaluación objeto de este informe, ya que las tendencias que observamos dependerán en gran medida del periodo de años concreto en que se realiza la observación y si ese periodo de años es representativo o no de la variabilidad temporal natural de esa pradera, es decir, se necesitan series temporales lo suficientemente largas. Un ejemplo se muestra en la figura 13 (Cala Escalera, Cabo de Palos, Murcia), cuya cobertura fue reducida a casi un 50% en 2006 respecto a su valor inicial en 2005 debido a la erosión hidrodinámica causada por una serie de temporales extremos; en la actualidad la tendencia y balance de esta pradera sigue siendo negativo, pero con una tendencia de recuperación significativa debido a balances netos anuales claramente positivos en los últimos años. Algo parecido podría haber ocurrido en muchas praderas de Baleares que empezaron a ser monitorizadas antes de 2003, año en que una ola de calor causó pérdidas de haces muy significativas en los siguientes años (Marbà y Duarte 2010) y otros síntomas de estrés como los episodios de floración masiva (Díaz-Almela et al. 2005, 2007). Otro aspecto a tener en cuenta es el método de medición de los descriptores, su replicación

espacial y su capacidad de detectar y reflejar cambios reales de la población (González-Corea 2009). Por otro lado, praderas vecinas o de una misma área geográfica pueden tener comportamientos temporales muy diferentes debido a factores locales, de forma que hay que actuar con cautela a la hora de extrapolar el diagnóstico obtenido a partir de un determinado sitio; también se observa que descriptores diferentes medidos de forma simultánea en la misma pradera pueden presentar dinámicas muy diferentes, reflejando probablemente procesos que actúan a diferentes escalas o niveles de organización de la pradera; por tanto, análisis de tendencias de series temporales basados sólo en un tipo de descriptor pueden estar dando una imagen sesgada de la dinámica real de la pradera. En resumen, hay muchas razones para pensar que la existencia de una proporción determinada de praderas con dinámicas regresivas en una zona o región determinada no es necesariamente reflejo de una regresión generalizada, sino también de la propia naturaleza del comportamiento dinámico de las praderas y los factores endógenos y exógenos que lo determinan. Este tipo de análisis más amplios y detallados serán importantes y necesarios con vistas a determinar lo niveles de referencia de estos descriptores en cada región de la demarcación y, por tanto, su estado actual.

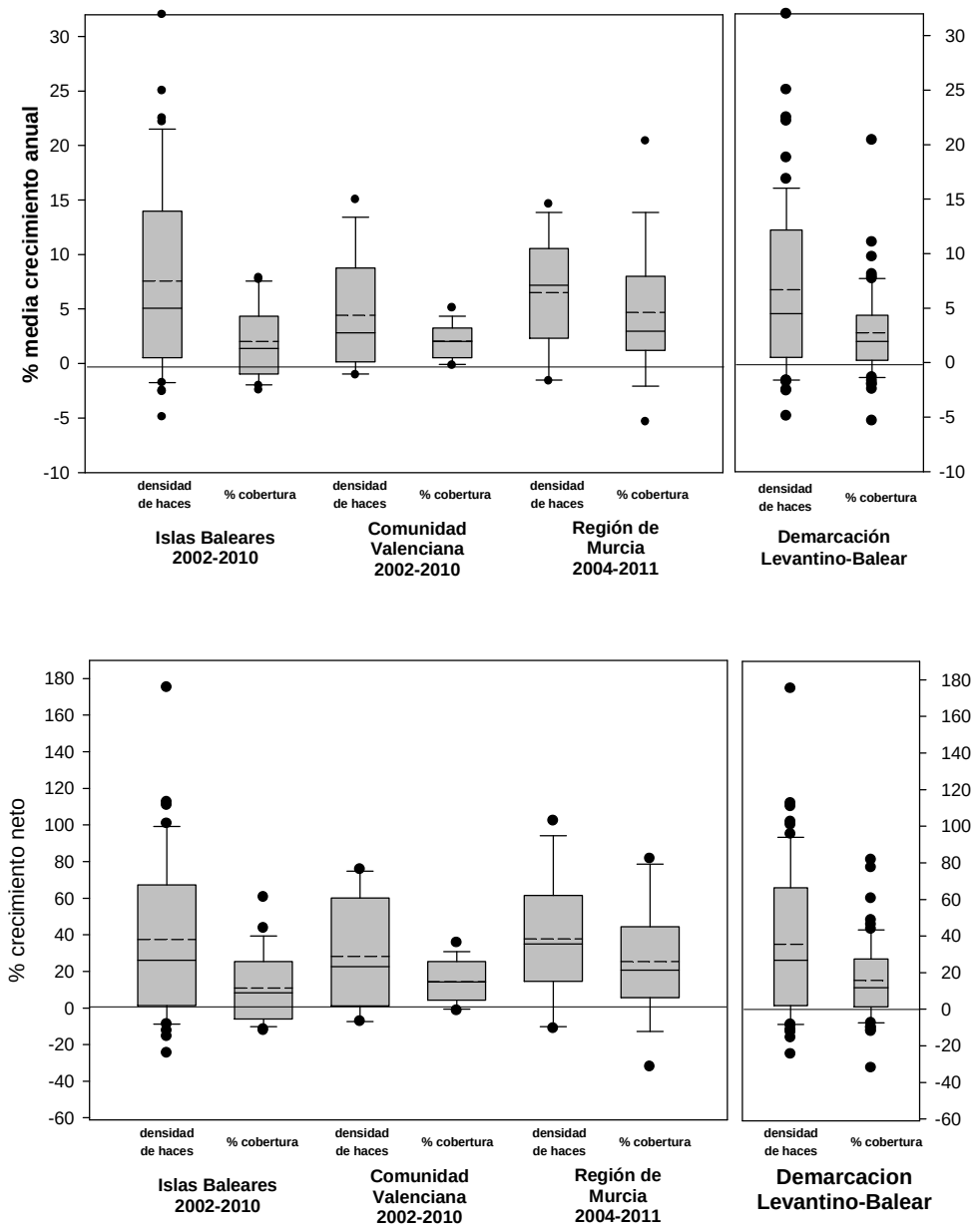


***Figura 14*. Representación de la variación (percentiles 10 y 90) de tendencia media anual (% media crecimiento neto anual, arriba) y el balance de crecimiento neto del periodo estudiado (abajo), de la densidad de haces y porcentaje de cobertura obtenidas en praderas de la Región de Murcia y en otras regiones de la costa mediterránea española como Baleares y Comunidad Valenciana. A la derecha se muestra la distribución para todos los valores de la demarcación mediterránea. La línea continua que divide la caja es la mediana y la discontinua la media y los círculos negros representan valores "outlayers" de la distribución.**

Además de las series temporales antes mencionadas, existen otras fuentes de información y programas de seguimiento que también deben ser considerados para aportar datos para definir los niveles de referencia (*sensu* EEMM) para determinar el estado actual de las praderas de *P. oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear (y también en la de Alborán). Ver apartado también 2.1 de conceptos clave.

En efecto, las características estructurales y sus tendencias temporales de las praderas que cumplen con un "Estado de Conservación Favorable" (ECF) en el marco de la Directiva de Hábitat pueden ser tomadas como nivel de referencia para evaluar el estado actual de este hábitat. El manual del hábitat 1120 elaborado específicamente para dicha directiva (Díaz-Almela y Marbà 2009) establece para dicho estado, que los valores medios de los descriptores estructurales de la población (cobertura, densidad de haces y otros) medidos a lo largo de años sucesivos, no deben presentar tendencias significativamente inferiores a cero. Es decir, las medias interanuales deben ser iguales (tendencia estable) o aumentar (tendencias positivas), lo que está en relativa sintonía con el análisis de las series temporales anteriormente expuesto (en el sentido de que existe cierta proporción de praderas que puede presentar tendencias negativas significativas en condiciones naturales. El problema es que, excepto para alguna región (p.e. Región de Murcia), apenas se han realizado estudios para evaluar el ECF a partir de muestreos espaciales y/o temporales de estos descriptores en las praderas de las zonas LIC de las diferentes tregiones de la demarcación (Diaz Almela y Marbà 2009).

En el caso de la DMA, las variaciones espacio-temporales de los indicadores que en cada región define la clase de EQR "Alta o Muy Buena (azul)" pueden ser tomadas como niveles de referencia en la EEMM. La DMA ha sido aplicada en todas las CCAA y en todas se ha puesto en marcha una red de seguimiento de praderas de *P. oceanica* para el cálculo del EQR. Por tanto, las valoraciones de esta directiva basadas en los indicadores de este hábitat pueden ser empleadas en la EEMM, aunque siempre teniendo en cuenta las peculiaridades y variaciones en los muestreos diseñados para cada CCAA y su alcance (ver apartado 2.3). Para este informe, las CCAAs han proporcionado valores medios de la EQR de cada masa de agua que serán utilizados en los siguientes apartados para la evaluación de las praderas de *P. oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear. Aunque no se ha podido disponer de series temporales de los indicadores de la DMA, el valor de EQR aportado integra de alguna forma la variabilidad espacio-temporal de los mismos (en aquellas regiones en las que el EQR se ha calculado en años sucesivos y el tamaño de serie temporal es aceptable).

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES

Se ha seguido la estrategia de elegir como nivel de referencia o de base el FVR (favourable reference value: JNCC, 2006; Piha & Zampoukas, 2011). En la mayoría de los casos se ha utilizado el valor más alto de la serie histórica, excepto en los pocos casos en los que existía información sobre hábitats en buen estado de conservación (MPAs, etc). Si el hábitat está sujeto a otra directiva con definición de niveles de referencia (p.ej. DMA, DH) se han mantenido esos valores.

2.5. Evaluación del estado ambiental actual. Principales presiones e impactos

2.5.1. Nivel de especies

2.5.1.1. Grupo funcional reptiles

2.5.1.1.1. Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicador 1.1.2: Patrón de distribución

Caretta caretta

Se han realizado tres tipos de mapas. Uno en el que se representan las capturas accidentales de tortuga boba para cada tipo de palangre (*Figura 15*). Otro en el que se representan los esfuerzos realizados por arte *(Figura 16)* y un tercer tipo en el que se representan las cuadrículas con mayor abundancia de tortugas teniendo en cuenta la CPUEs (capturas por unidad de esfuerzo) más altas para cada tipo de palangre *(Figura 17*). Las coordenadas corresponden a la posición de inicio de las caladas de palangre.

Los resultados para la CPUE (nº ejemplares/1000 anzuelos) son la media de la serie histórica de capturas (1999-2010) con un intervalo de confianza al 95%; y fueron los siguientes:

Palangre de superficie tradicional dirigido al pez espada (LLHB): 0.47125 ± 0.02311.

Palangre de superficie dirigido al atún blanco (LLALB): 1.059604± 0.0577

Palangre de superficie dirigido al atún rojo (LLJAP): 0.469079 ± 0.04769.

Palangre de superficie de tipo americano dirigido al pez espada (LLAM):1.51076 ± 0.45207.

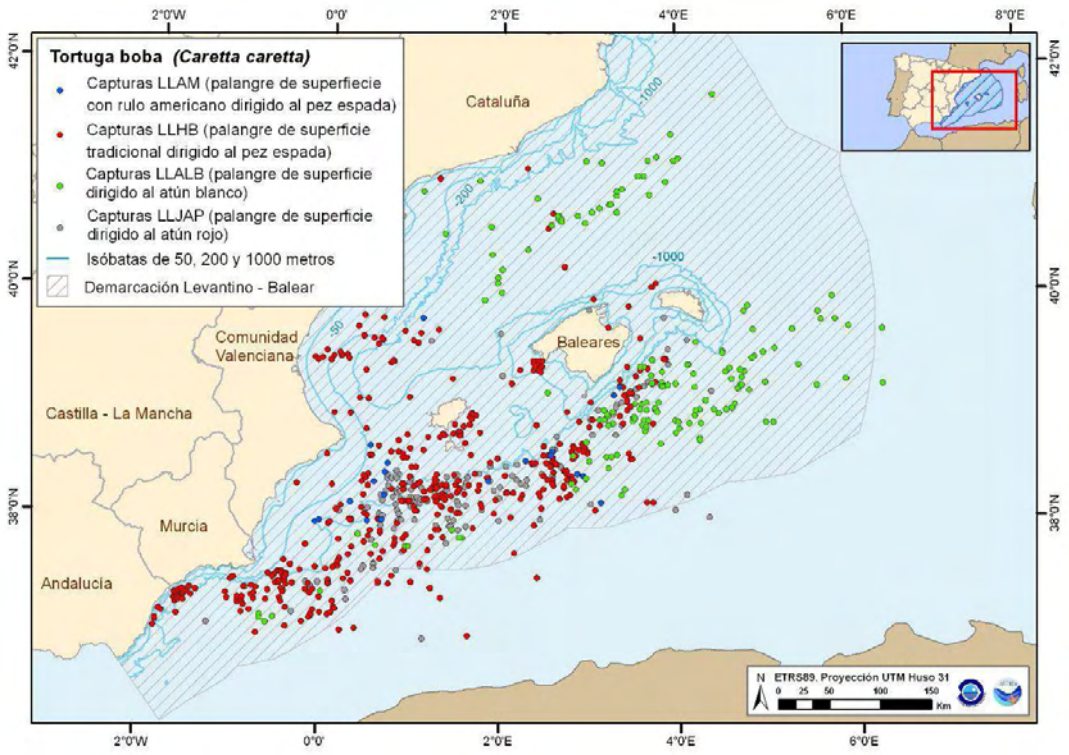


Figura 15 **Distribución de capturas accidentales de tortuga boba.**

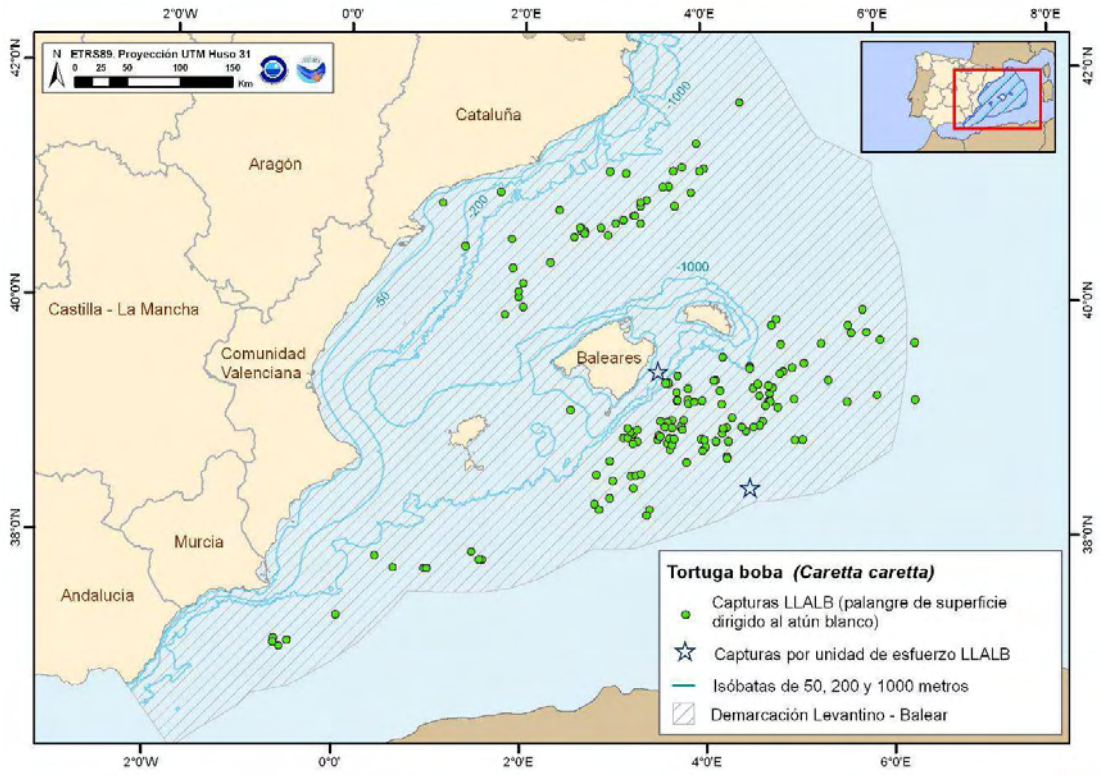


Figura 15.1. **Capturas accidentales de tortuga boba y CPUEs más altas para el LLALB.**

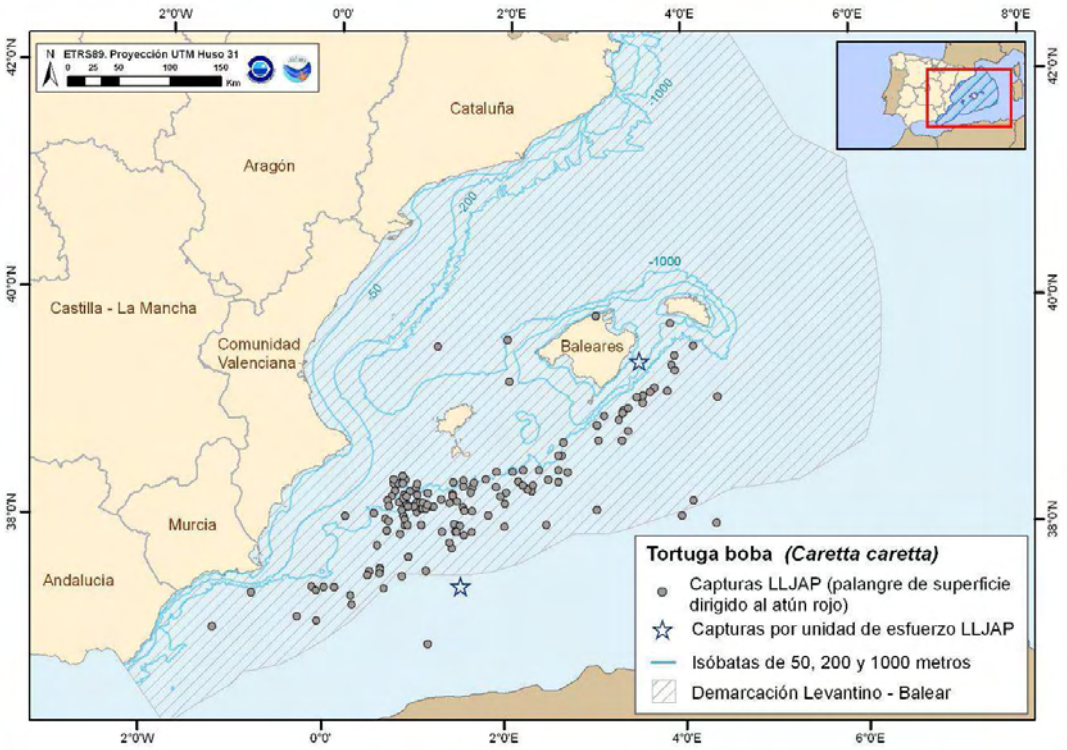


Figura 15.2. **Capturas accidentales de tortuga boba y CPUEs más altas para el LLAM.**

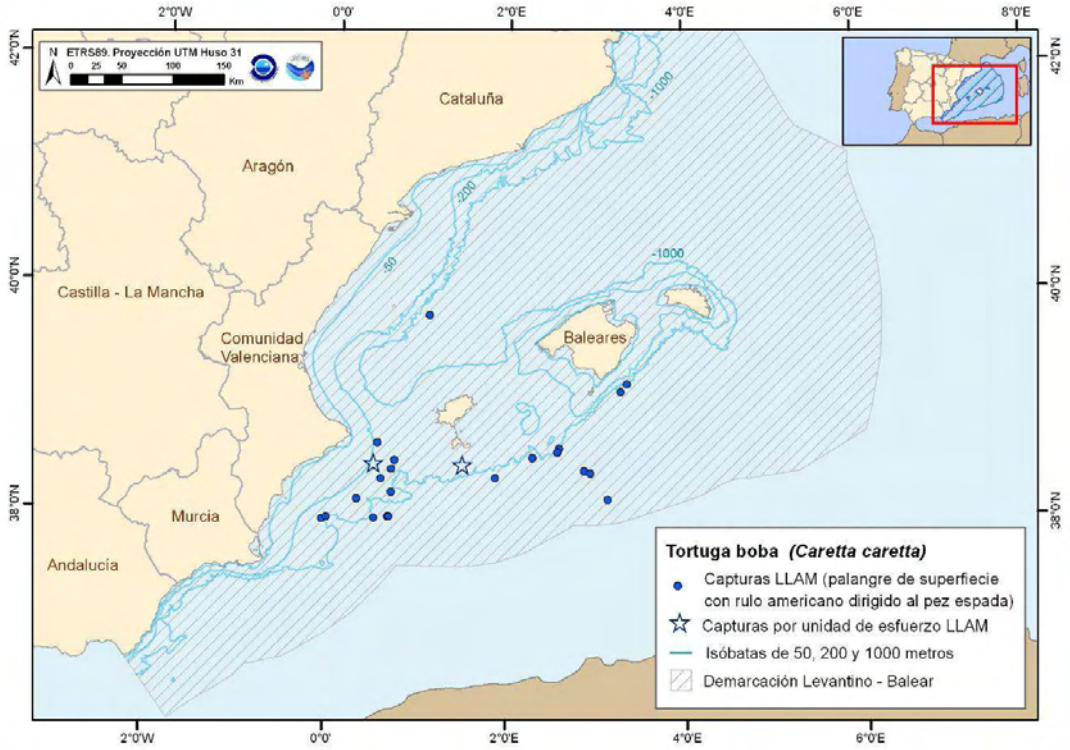


Figura 15.3 **Capturas accidentales de tortuga boba y CPUEs más altas para el LLJAP.**

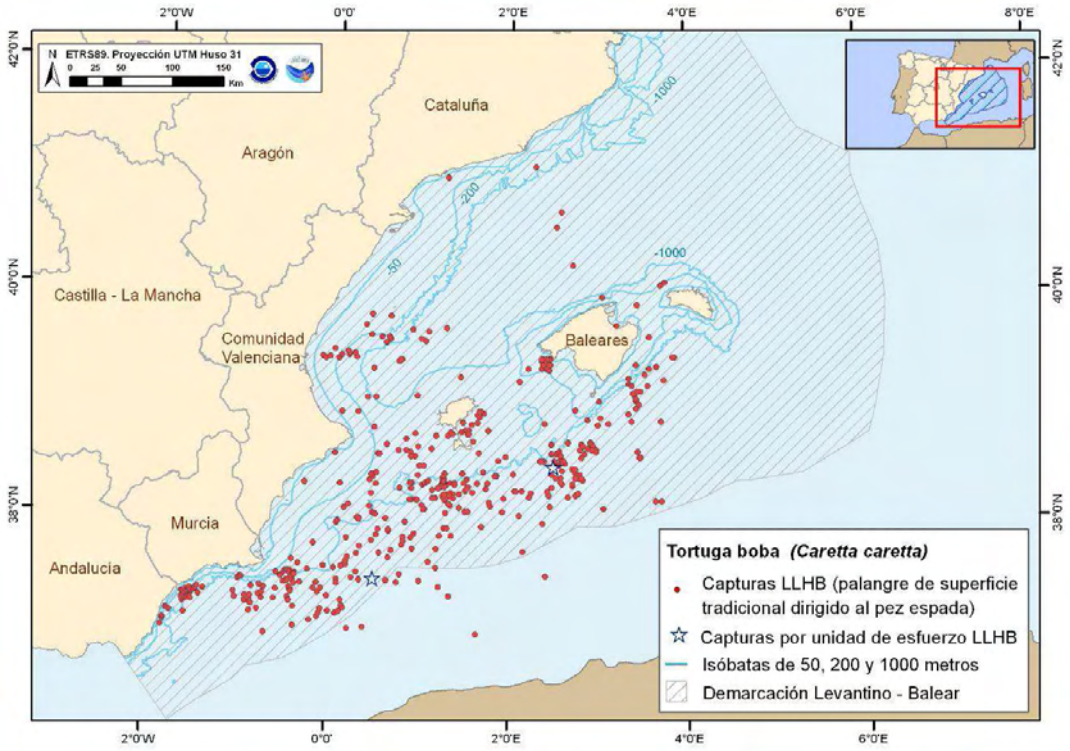


Figura 15.4**. Capturas accidentales de tortuga boba y CPUEs más altas para el LLHB.**

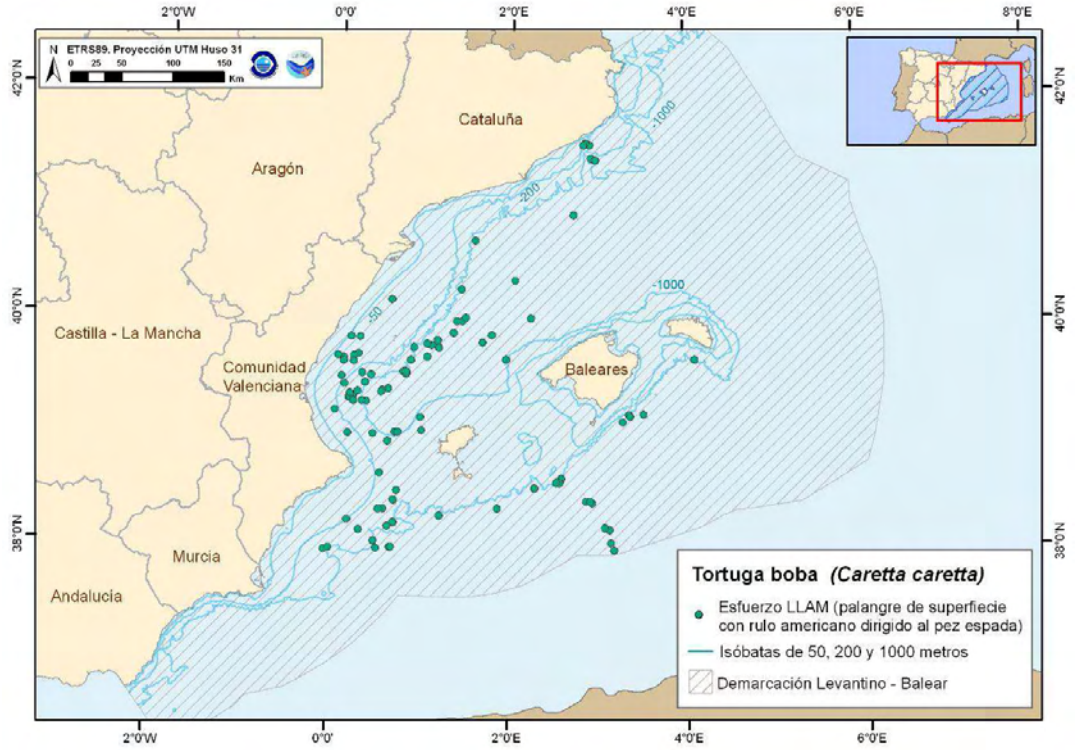


***Figura 16*. Distribución del esfuerzo.**

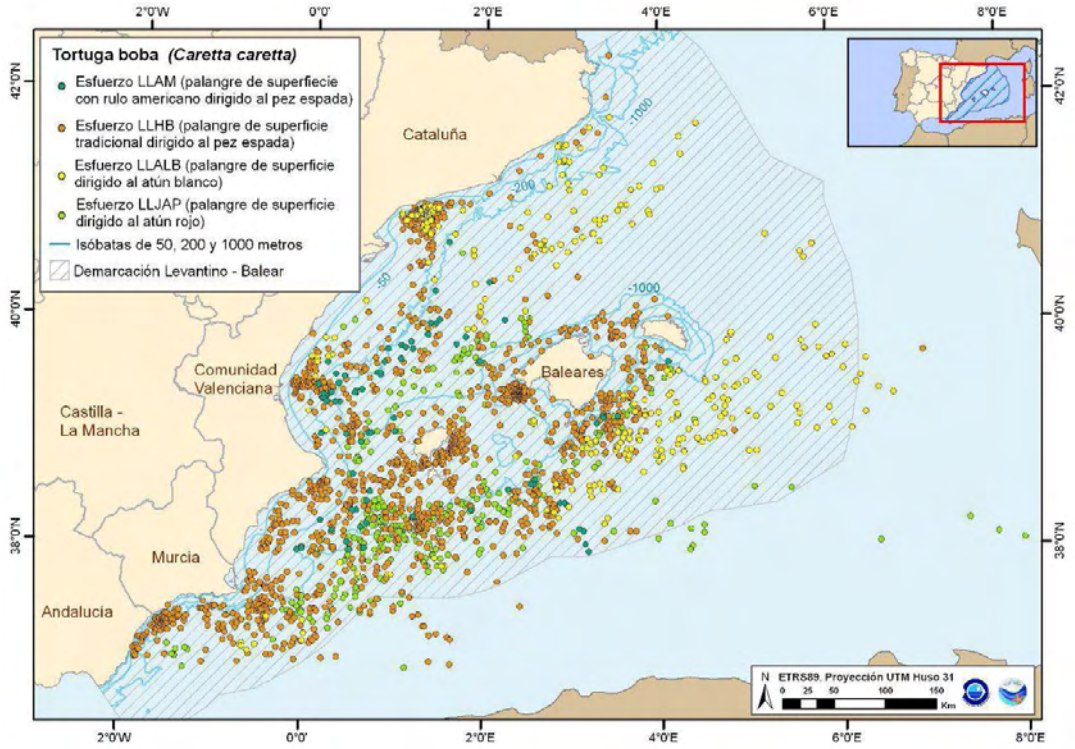


***Figura 16.1*. Esfuerzo observado para el palangre tipo LLAM.**

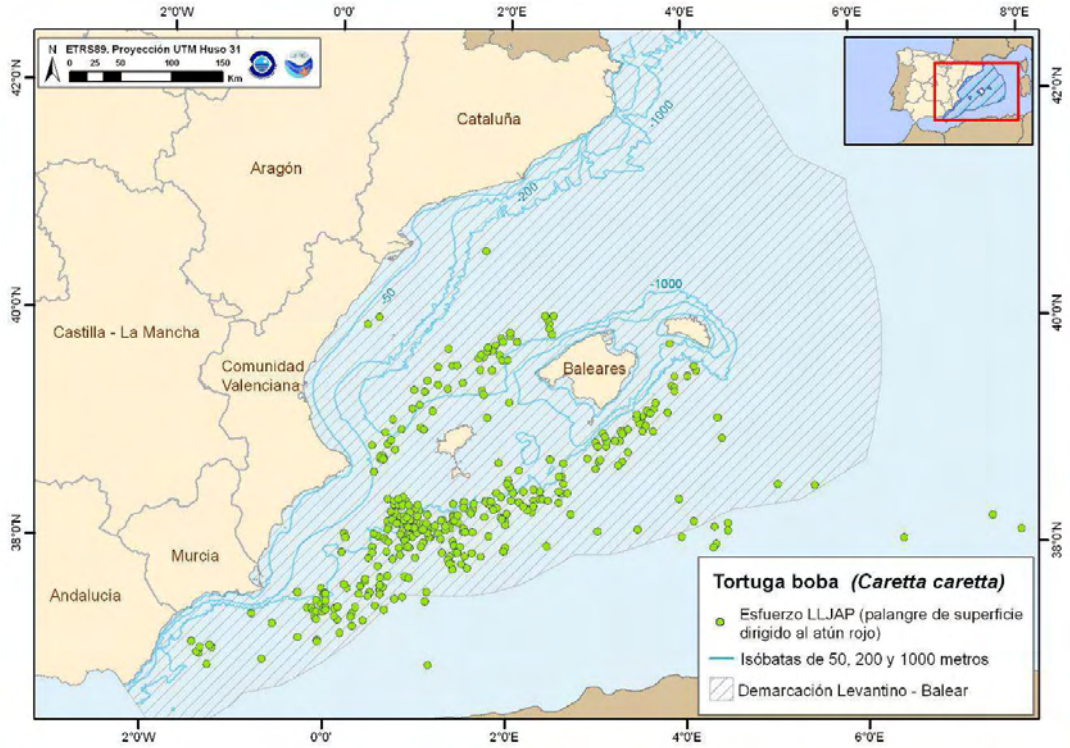


Figura 16.2 **Esfuerzo observado para el palangre tipo LLJAP.**

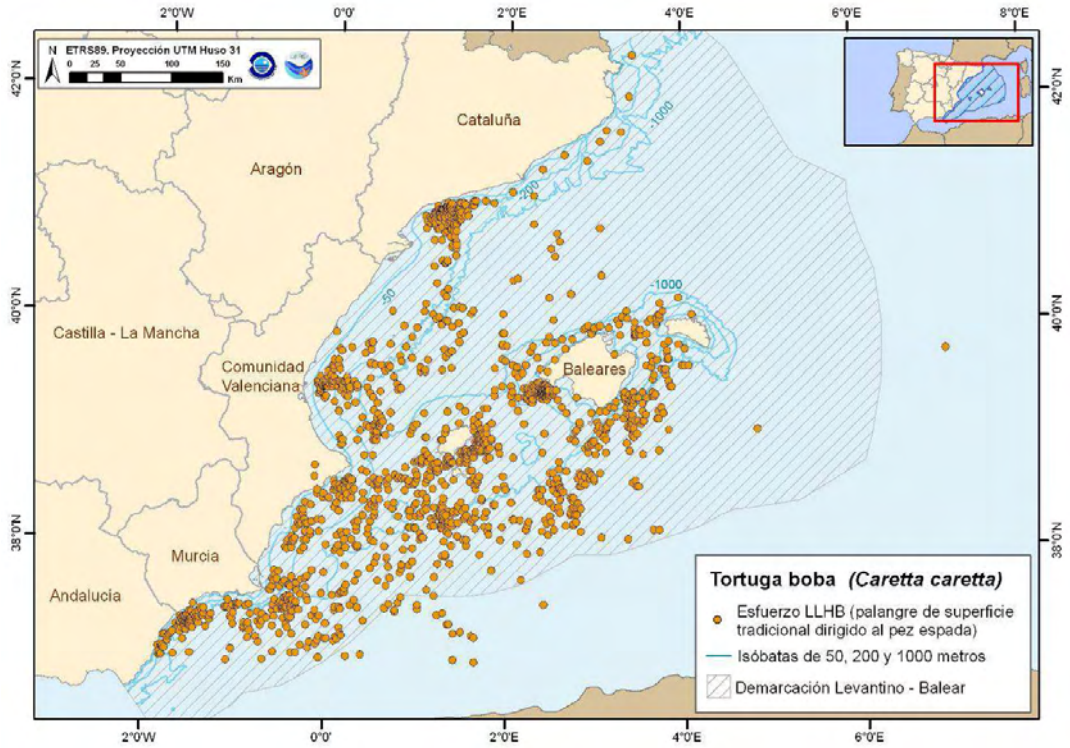


Figura 16.3 **Esfuerzo observado para el palangre tipo LLHB.**

Las cuadrículas con mayores capturas se localizan al sur de las Islas Baleares que es una zona importante de alimentación para las tortugas. El *test* de bondad de ajuste con el estadístico χ^2 demuestra que las capturas no están distribuidas al azar sino que existe un patrón en las capturas accidentales. Las cuadrículas en las que las CPUEs son más altas para los diferentes palangres pueden verse en la *figura 17*.

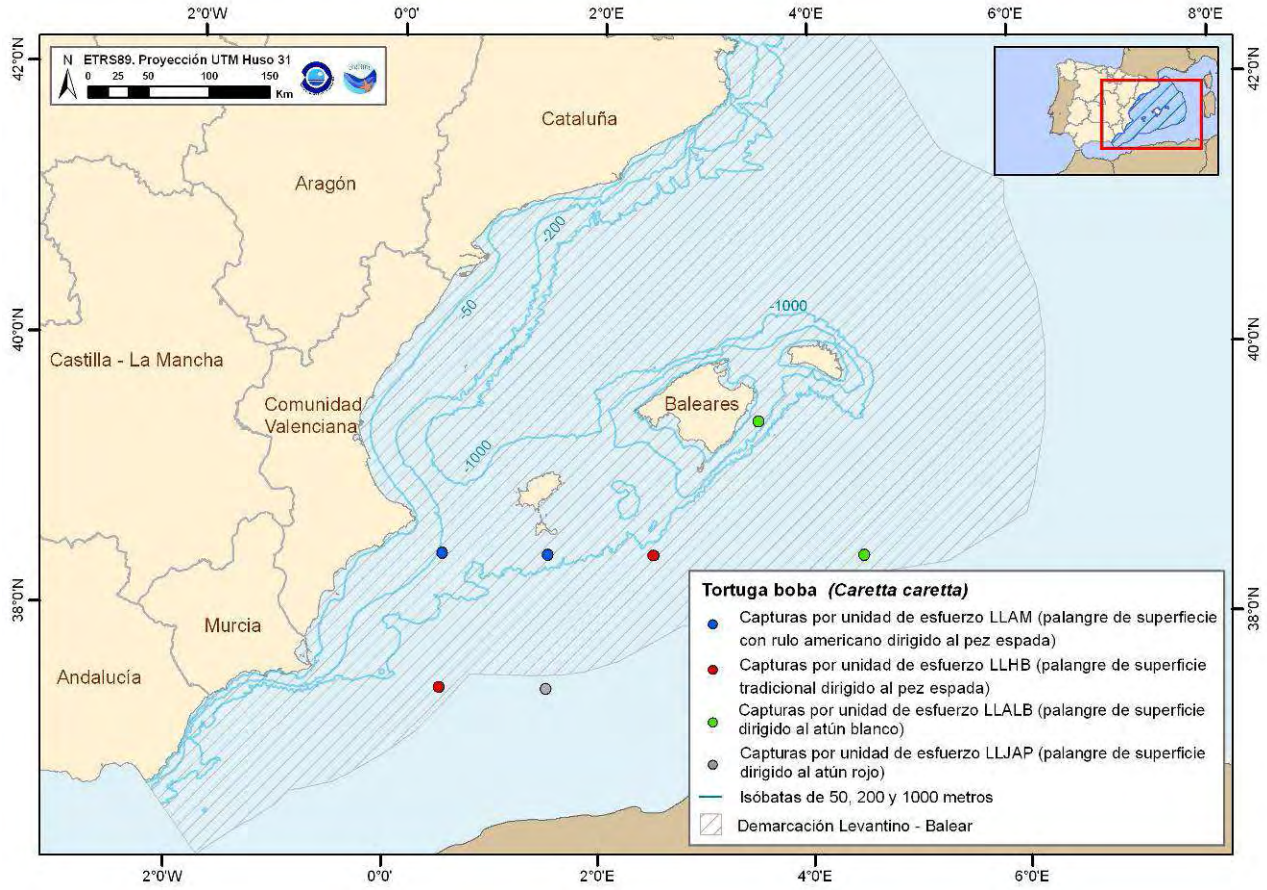


Figura 17 **Mapa donde se señalan las cuadriculas con mayores CPUEs de tortuga boba para los distintos artes de palangre.**

El arte con los valores más altos de CPUEs es el palangre de superficie dirigido al pez espada con rulo americano (LLAM).

Atendiendo a la distribución espacial anterior y a la cantidad de esfuerzo observado se han calculado las CPUEs del LLHB para la serie de datos existentes con el fin de analizar si existe una tendencia en las mismas. Se ha seleccionado el LLHB para realizar esta estima ya que es el arte de pesca para el que existe mayor cantidad de esfuerzo observado y opera todos los años de la serie con la que se ha trabajado (1999-2010).

Los resultados estadísticos determinan que existe una relación inversa estadísticamente significativa entre los valores de CPUE y los valores del índice NAO (Oscilación del Atlántico Norte) del año anterior (*Tabla 21, Figura 18*). En otras palabras que la probabilidad de obtener un valor de captura accidental de tortuga boba más alto que el promedio de todo el periodo estudiado es mayor cuando el índice NAO (promedio) del año anterior es de signo negativo (*Figura 19*). Estos resultados coinciden con los resultados de Báez et al., 2011 en el mar de Alborán y Golfo de Cádiz

usando varamientos de tortuga boba. Estos autores han explicado este fenómeno como una modificación de los patrones de migración de la especie en respuesta a los vientos dominantes de componente Oeste en el Atlántico. En el año 2006 se produce una bajada en el esfuerzo de observación que repercute en una ausencia de capturas para ese año, este dato no debe malinterpretarse como una ausencia de capturas, sino que es consecuencia del bajo esfuerzo observado.

Tabla 21. **Series de CPUE con LLHB y relación con la NAO del año anterior.**

Año	**Captura**	Esfuerzo	H/1000	CPUE	NAO_py
1999	190	547368	547.368	0.34711565	-0.48
2000	757	1016142	1016.142	0.74497462	0.39
2001	346	635474	635.474	0.54447546	0.21
2002	82	2529475	2529.475	0.03241779	-0.18
2003	303	266921	266.921	1.13516733	0.04
2004	428	236057	236.057	1.81312141	0.1
2005	38	58138	58.138	0.65361726	0.24
2006	0	2176	2.176	0	-0.27
2007	23	215840	215.84	0.10656042	-0.21
2008	18	228887	228.887	0.07864143	0.17
2009	4	226580	226.58	0.01765381	-0.38
2010	3	243610	243.61	0.01231477	-0.24

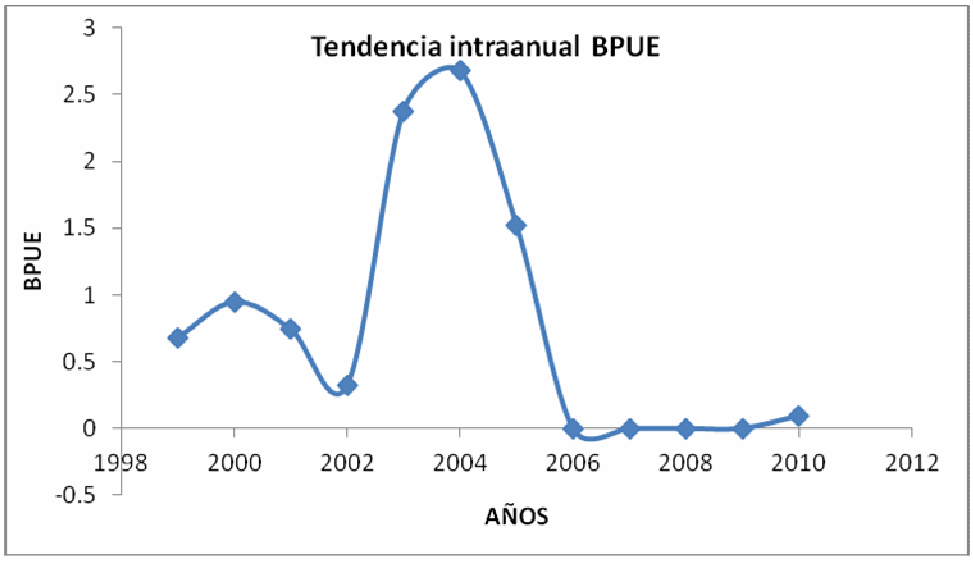


Figura 18. **Tendencia inter-anual de la CPUE del LLHB para las cuadrículas que presentan los valores más altos de capturabilidad. En el año 2006 no hay capturas en esta zona, pero sí en otras áreas de la demarcación.**

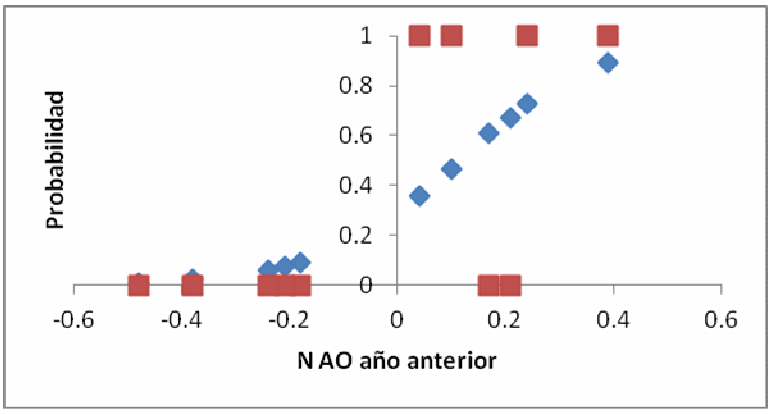


***Figura 19*. Relación entre la CPUE del LLHB y su relación con los valores de la NAO del año anterior.**

Varamientos

La información existente es muy escasa, la ausencia de datos georreferenciados ha hecho imposible poder realizar una estima de las diferentes frecuencias de varamientos en las costas del levante español.

A continuación se presenta la información obtenida por las diferentes instituciones:

En la costa valenciana entre los años 1992 y 2009 se han registrado un total de 224 tortugas varadas (*Figura 20*. datos de la Generalitat Valenciana). Desde la Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat del Govern de les Illes Balears llegan datos de varamientos de *Caretta caretta* para el año 2000 con un total de 23 ejemplares varados entre los meses de Junio y Septiembre de las cuales 13 fueron halladas muertas.

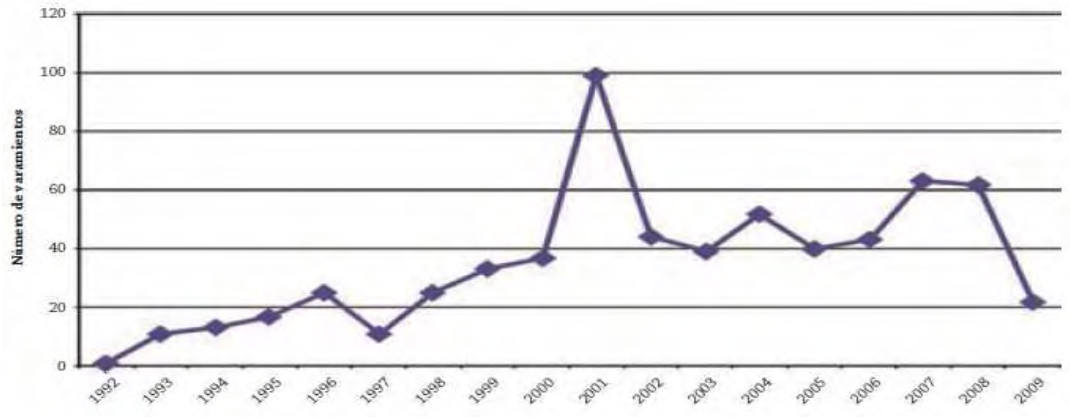


***Figura 20*. Varamientos de tortugas marinas de la Comunidad Valenciana (Datos de la Genralitat Valenciana).**

Conclusiones

Existen diferencias importantes en la captura accidental provocada por los diferentes tipos de palangre de superficie.

La distribución espacial del by-catch asociado al palangre obedece a un patrón determinado, de manera que el by-catch no está sucediendo de manera aleatoria entre las cuadrículas en las que se ejerce esfuerzo pesquero.

El tipo de palangre que más CPUE presenta es el palangre de superficie dirigido al pez espada de tipo rulo americano.

El palangre de superficie dirigido al pez espada presenta valores de CPUEs con fluctuaciones interanuales que están relacionadas con el signo del índice NAO del año anterior. En este sentido es muy importante tener en cuenta las fluctuaciones climáticas a la hora de discutir tendencias en las abundancias de esta especie.

Dermochelys coriácea

Para la tortuga laúd (*Dermochelys coriácea*) aparecen solo cinco capturas a lo largo de toda la serie. En este caso las mayores capturas se producen en el palangre de superficie dirigido al atún rojo (LLJAP). El área donde se producen las capturas accidentales de tortuga laúd coincide con aquellas cuadrículas donde se producen las mayores capturas de tortuga boba, al sur de las Islas Baleares (*Figura 21)*.

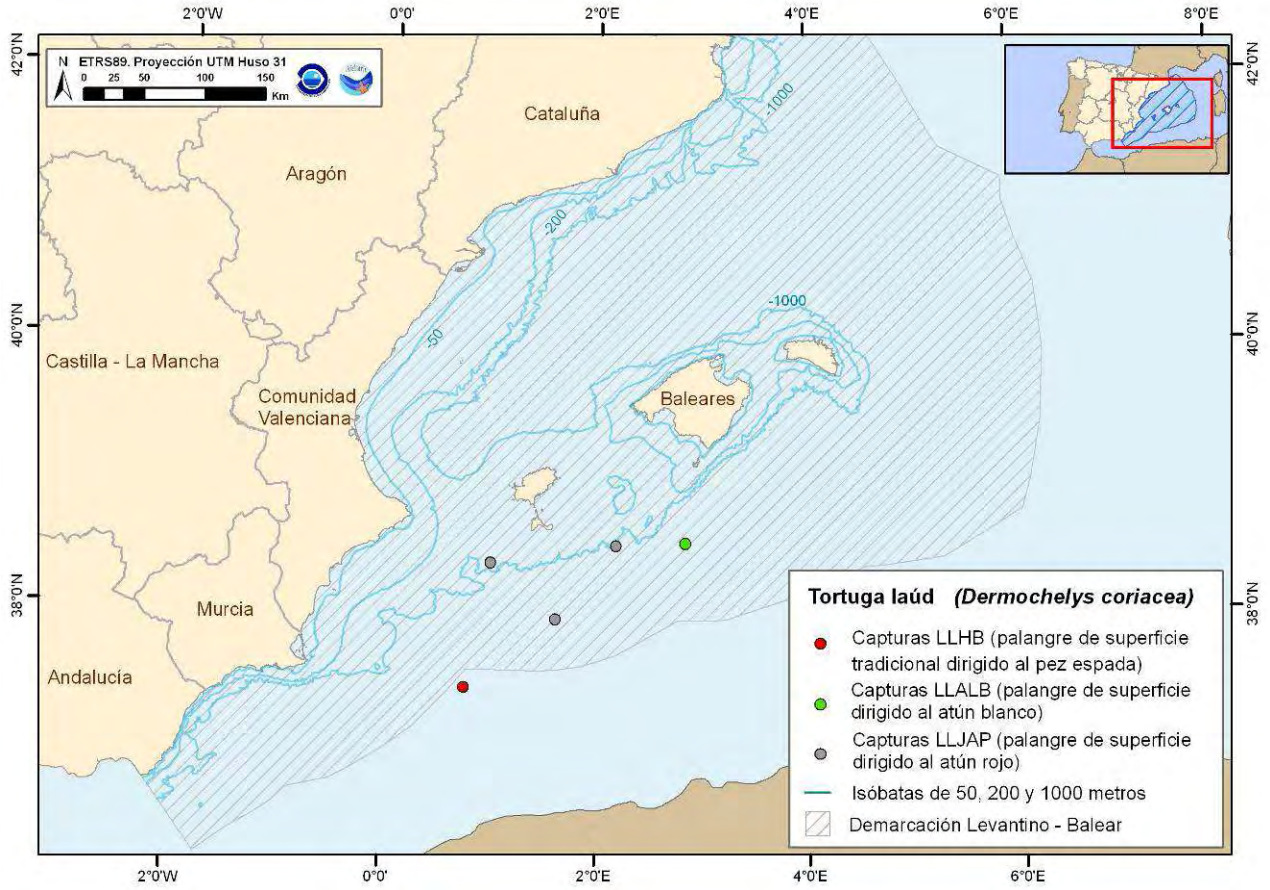


Figura 21 **Mapa donde se señalan las cuadriculas con capturas de tortuga laúd para los distintos artes de palangre.**

El registro prolongado y sistemático de ejemplares varados de tortuga laúd, podría ser un buen indicativo de la abundancia relativa de sus poblaciones en el mar.

El uso de las tasas de captura y/o mortalidad por pesca podría dar idea también del tamaño de las poblaciones. Sin embargo, las capturas de esta especie son muy bajas y ocasionales y los datos publicados al respecto son muy imprecisos. Como ejemplo, en el año 2000 se estimó que entre 250 y 10000 tortugas fueron capturadas accidentalmente en el Mediterráneo en palangre de superficie (Lewison et al, 2004). Según los datos de la Generalitat Valenciana entre 1992 y 2009 cuatro ejemplares de tortuga laúd fueron hallados varados en las costas valencianas.

2.5.1.1.2. Criterio 1.3. Estado de la población

Caretta caretta

- Características demográficas.
- Longitud mayor del caparazón.

***Tabla 22*. Tallas y pesos medios de tortugas bobas capturadas por los diferentes artes de palangre de superficie que operan en el Mediterráneo. SCRS/2010/127, Standing Committee on Research and Statistics, ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas), 5-9 de October 2010, Madrid).)**

Arte	LRC (media) en cm.	Peso (medio) kg.
LLHB	49,733	26,96
LLJAP	53,787	33,90
LLALB	33,119	8,22

- Tasas de fecundidad.

Las puestas se producen cada 2 o 3 años entre finales de la primavera y principios del verano; cada hembra pone entre 2 y 5 veces en cada estación reproductora y el periodo entre puestas varía entre 10 y 20 días (Protected species according to the SPA/BIO Protocol (Barcelona Convention) Present in Italy)), con un ratio de 80-200 huevos por puesta. No existen en la actualidad playas de puesta en el límite de la demarcación. Si bien se ha citado un caso anecdótico en el delta del Ebro.

- Tasas de mortalidad.

Alta tasa de mortalidad natural en neonatos e inmaduros.

- Estructura genética.

En el Mediterráneo confluyen 3 poblaciones procedentes de las playas de puesta en cabo Verde, Mediterráneo Oriental y Florida-Caribe (Monzon-Arguello, C., C. Rico, E. Naro-Maciel, N. Varo-Cruz, P. López, A. Marco and L.F. López-Jurado.- 2010. Population structure and conservation implications for the loggerhead sea turtle of the Cape Verde Islands. Conserv. Genet., 11: 1871-1884.)

Dermochelys coriacea

- Tasas de fecundidad.

La estación reproductora es en otoño e invierno. Las hembras ponen cada 2-3 años de 5 a 6 veces en cada estación (Protected species according to the SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention- Present in Italy)).

2.5.1.1.3. Identificación de presiones. Indicadores

La tortuga boba (*Caretta caretta*) es una especie clasificada como en peligro según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) ya que en los últimos diez años sus poblaciones han sufrido un descenso de más del 50% de sus efectivos.

Las poblaciones de tortuga sufren diferentes amenazas en los mares en los que habitan. Además de la contaminación, la ocupación de las playas de puesta, el choque con embarcaciones, etc., la captura accidental debida a la pesca supone una de las principales causas de mortalidad de tortugas.

En este caso se ha analizado la captura accidental asociada a la actividad de palangre de la flota española. Se ha determinado como el palangre de superficie dirigido al pez espada de tipo rulo americano (codificado como LLAM) es el arte que mayor Captura por Unidad de Esfuerzo presenta. También se ha podido determinar cómo además del esfuerzo realizado es también importante la distribución espacial de este esfuerzo ya que estas capturas accidentales no suceden al azar, sino que responden a un determinado patrón de modo que aumentando el esfuerzo de protección sobre las áreas de mayor abundancia se podría reducir sustancialmente la presión pesquera sobre el grupo funcional. El aumento del esfuerzo de observación y las campañas orientadas a realizar una estima de la abundancia y la distribución de las poblaciones de tortuga (marcado, varamientos, avistamientos y by-catch) podrían ayudar a mejorar las tendencias en su abundancia y su estado de conservación.

2.5.1.2. Grupo funcional peces

2.5.1.2.1. Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicador 1.1.1: Área de distribución y 1.1.2: Patrón de distribución

PLATAFORMA PENINSULAR

En total se han considerado 44 especies de peces demersales cuya clasificación en cuanto a tipo de estrategia vital puede verse en la *Tabla 8.*

En cuanto al patrón de distribución dentro del rango de distribución *(Figuras 22 - 68)* cabe destacar que la mayoría de especies presentan un patrón similar a lo largo de toda la serie histórica de datos analizada. Parte de estas especies que no muestran variaciones presentan un estrato batimétrico determinado en el que para la mayoría de años el porcentaje de aparición es más elevado que el del resto de estratos donde las especies están presentes (casos de *A. rueppeli, A. thori, Chelidonichthys cuculus, Chelidonichthys lastoviza, C. coelorhincus, Gadiculus argenteus, Galeus melastomus, H. dactylopterus, M. merluccius, Micromesistius poutassou, Mullus barbatus, Nezumia aequalis, Pagellus erythrinus, Peristedion cataphractum, R. clavata, Scorpaena notata, Scorpaena scrofa, Scyliorhinus canicula, Serranus cabrilla, Trachinus draco* y *Trisopterus minutus capelanus*); mientras que otras especies presentan dos estratos con porcentajes de aparición similares y más elevados que en el resto de estratos y que se van alternando en importancia a lo largo de la serie histórica (casos de *Citharus linguatula, L. cavillone, Mullus surmuletus, Pagellus acarne, Phycis blennoides, Serranus hepatus,* y *Z. faber*). Por último, parece que algunas especies como *Lepidorhombus boscii* y *Uranoscopus scaber* podrían haber cambiado su patrón de distribución durante la serie histórica de datos analizada.

La mayoría de especies de tipo *k* muestran una tendencia estable o significativamente creciente en su rango de distribución *(Figuras 22 - 68)* como es el caso de *Zeus faber* (p<0.01, R^2= 0.65); con la

única excepción de *Cepola rubescens*, que muestra una tendencia decreciente. La mayoría de las especies de tipo *r* muestran una evolución del rango de distribución estable.

Un total de 42 de las 44 especies estudiadas cumplen con los criterios de Buen Estado Ambiental (BEA) definidos en el apartado 2.3.1.3.1 de métodos para el criterio 1.1.1, (en términos de porcentaje de cuadrículas).

El test binomial detectó que 28 de las 44 especies casi cumplen con los criterios preestablecidos en el límite de no ser significativo (p=0.09) mientras que con 29 de las 44, entramos en lo que se puede considerar en el límite, y con 33 especies (p=0.0013) ya estaríamos en un significación positiva.

Como se puede deducir a partir de las *Tablas 23 y 24*, donde se ve que la gran mayoría de las especies tienen un patrón estable (E), ligeramente creciente (C/E) o decreciente (D/E). De hecho en la demarcación Levantina Balear (península) la situación de la distribución espacial de las 44 especies características analizadas es estable. Además, la proporción de estas especies en buen estado es parecida en el caso de las especies sensibles que de las oportunistas. Las especies K en buen estado son 13 de un total de 14 *(Tabla 25)*. Mientras que las especies r que cumplen con los objetivos individuales son 28 sobre un total de 30.

Por tanto se puede afirmar que en los fondos circalitorales blandos y a nivel de comunidad de peces demersales del levante Mediterráneo presentan en general un buen estado ambiental.

Tabla 23. **Estado ambiental de las especies sensibles en términos de patrón de distribución espacial. En "estado ambiental" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios del BEA, respectivamente, en base a la tendencia en el porcentaje de cuadrículas con presencia a lo largo de la serie histórica (E: estable, D: decreciente, C: creciente).**

Especie	Tendencia % cuadrículas	Estado ambiental
Chelidonichthys cuculus	E	1
Chelidonichthys lastoviza	E	1
Conger conger	E	1
Galeus melastomus	E	1
Helicolenus dactylopterus	E	1
Lophius budegassa	E	1
Lophius psicatorius	C	1
Lepidorhombus boscii	E	1
Merluccius merluccius	E	1
Phycis blennoides	E	1
Scorpaena notata	E	1
Scyliorhinus canicula	E	1
Trachyrhynchus scabrus	E	1
Zeus faber	C	1
Cepola rubescens	D	0

Tabla 24. **Estado ambiental de las especies oportunistas en términos de patrón de distribución espacial. En "estado ambiental" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios del BEA, respectivamente, en base a la tendencia en el porcentaje de cuadrículas con presencia a lo largo de la serie histórica (E: estable, D: decreciente, C: creciente).**

Especie	Tendencia % cuadrículas	Estado ambiental
Antonogadus megalokynodon	E	1
Arnoglossus laterna	E	1
Arnoglossus rueppelii	D	1
Arnoglossus thori	E	1
Blennius ocellaris	E	1
Callionymus maculatus	E	1
Citharus linguatula	D	0
Coelorhynchus coelorhynchus	C	1
Deltentosteus quadrimaculatus	D	1
Diplodus annularis	C	1
Gadiculus argenteus	C	1
Gobius niger jozo	E	1
Hymenocephalus italicus	E	1
Lepidopus caudatus	D	1
Lepidotrigla cavillone	D	1
Lesueurigobius friesii	D	1
Micromesistius poutassou	E	1
Mullus barbatus	C/E	1
Mullus surmuletus	C/E	1
Nezumia aequalis	E	1
Pagellus acarne	E	1
Pagellus bogaraveo	E	1
Pagellus erythrinus	E	1
Serranus cabrilla	E	1
Serranus hepatus	D	1
Spicara maena	E	1
Symphurus nigrescens	D	1
Trachinus draco	E	1
Trisopterus minutus capelanus	C/E	1
Uranoscopus scaber	D	1

En lo que respecta al patrón de distribución dentro del rango de distribución de las especies, se han analizado los datos del porcentaje de presencia en las cuadriculas de las 44 especies en los 5 estratos batimétricos bien muestreados *(Figura 22 - 68).*

De las 44 especies analizadas casi ninguna ha sufrido un desplazamiento batimétrico significativo y sobre todo que se observe un cambio persistente.

Este tipo de desplazamiento si no va acompañado por una contracción o por una expansión del hábitat, podría ser signo de algún cambio en alguna variable ambiental que afecte la distribución batimétrica de las especies.

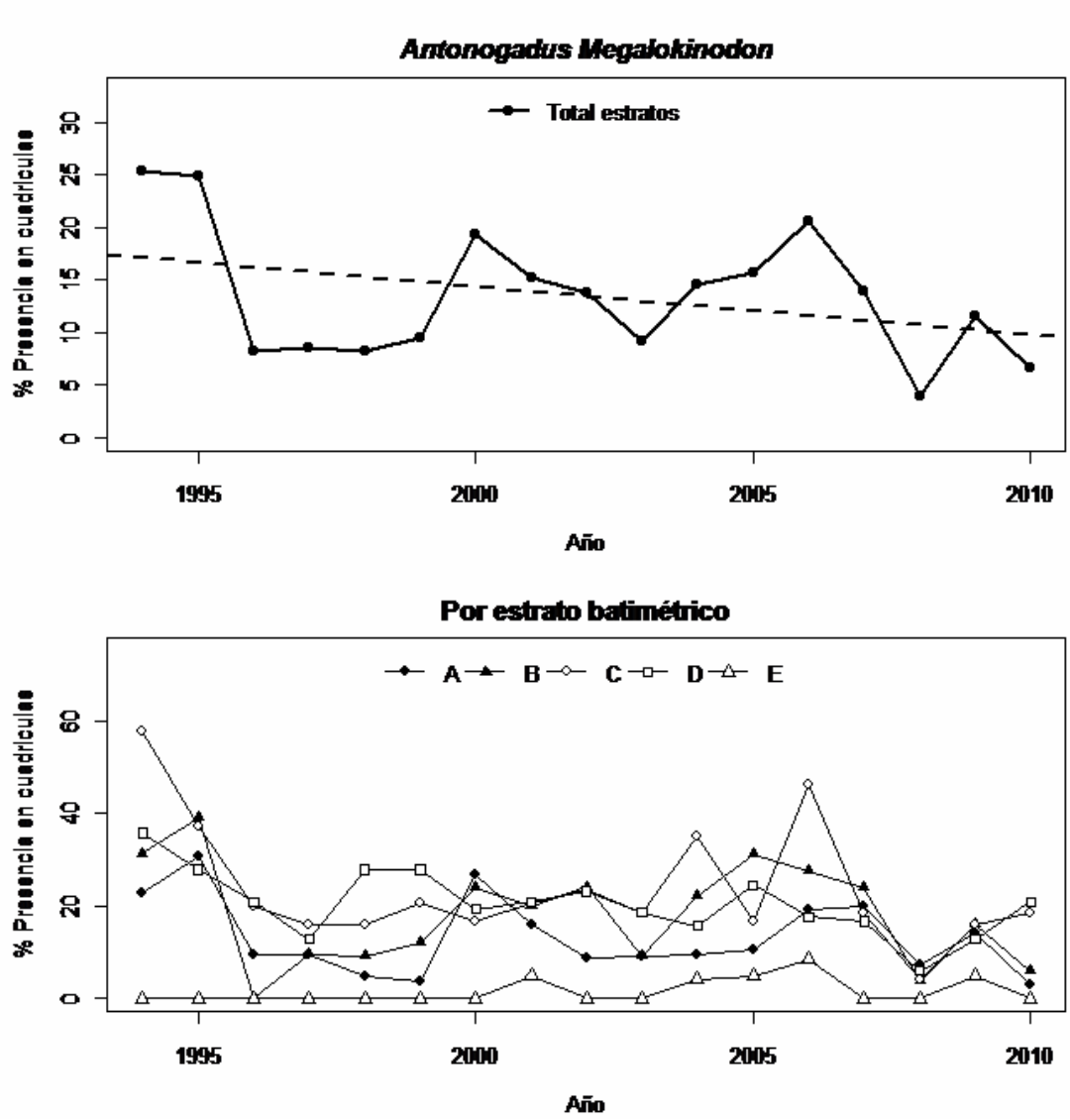


***Figura 22*. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Antonogadus megalokinodon* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

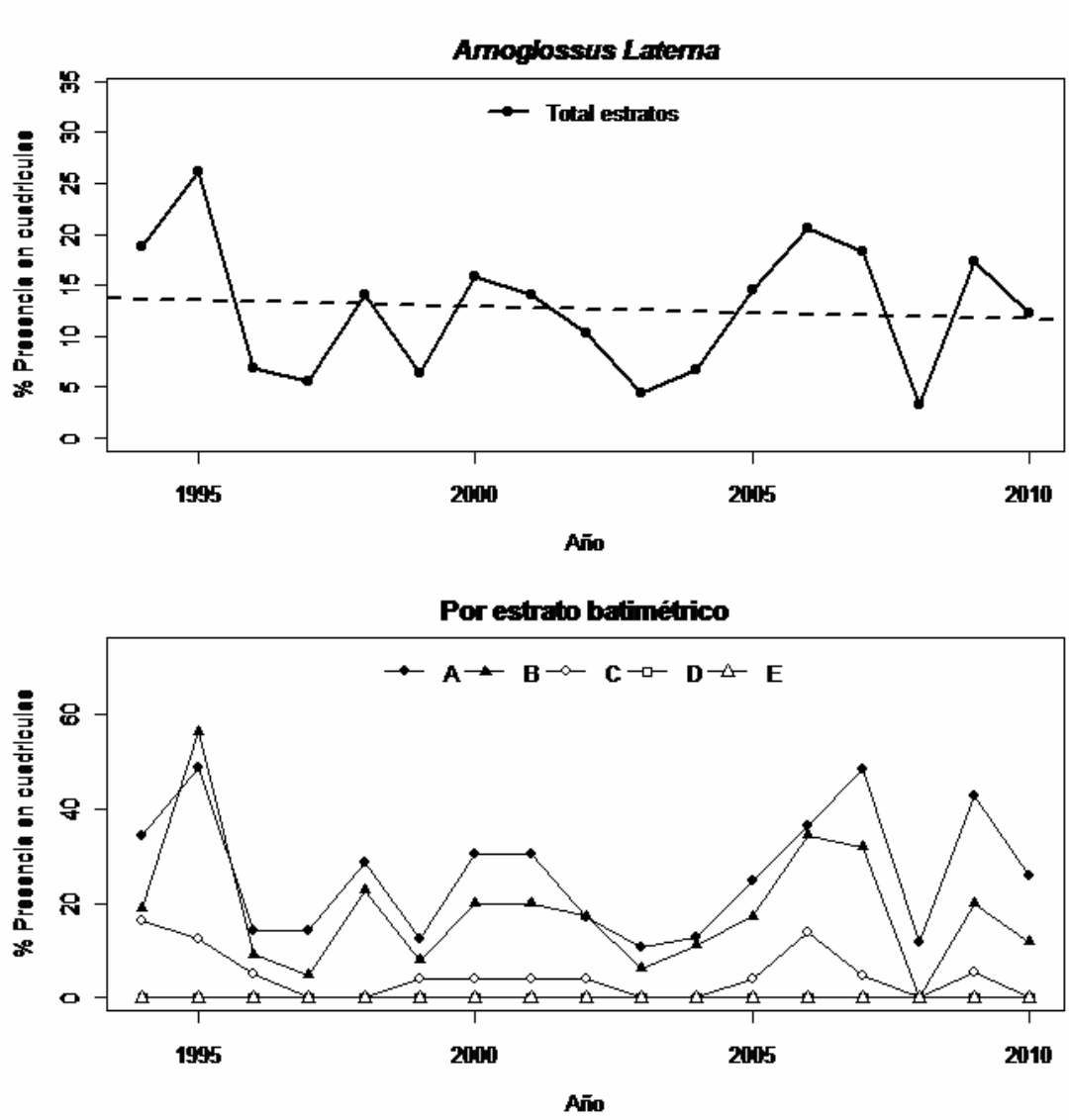


***Figura 23*. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Arnoglossus laterna* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

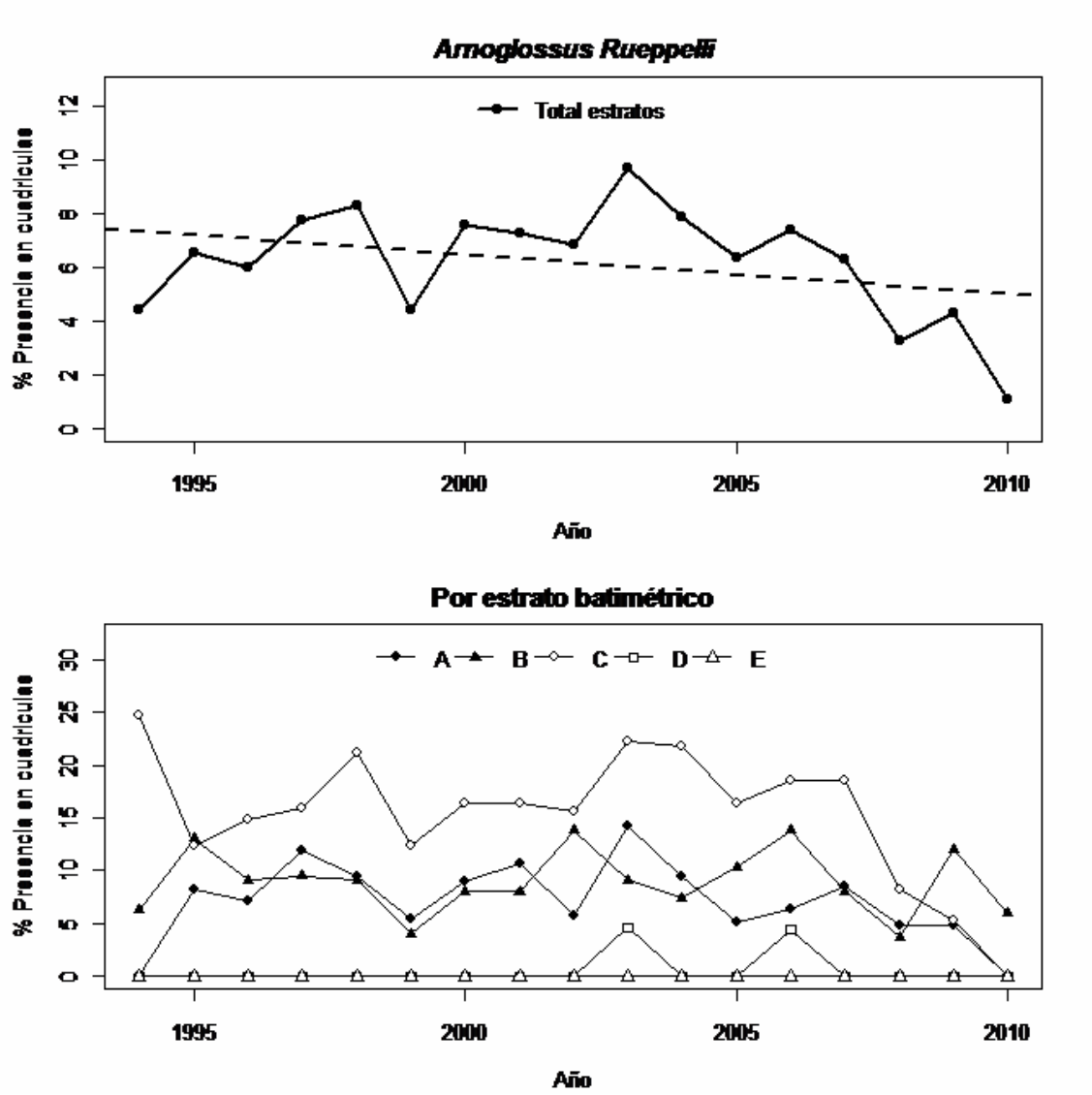


Figura 24. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Arnoglossus ruepelli* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

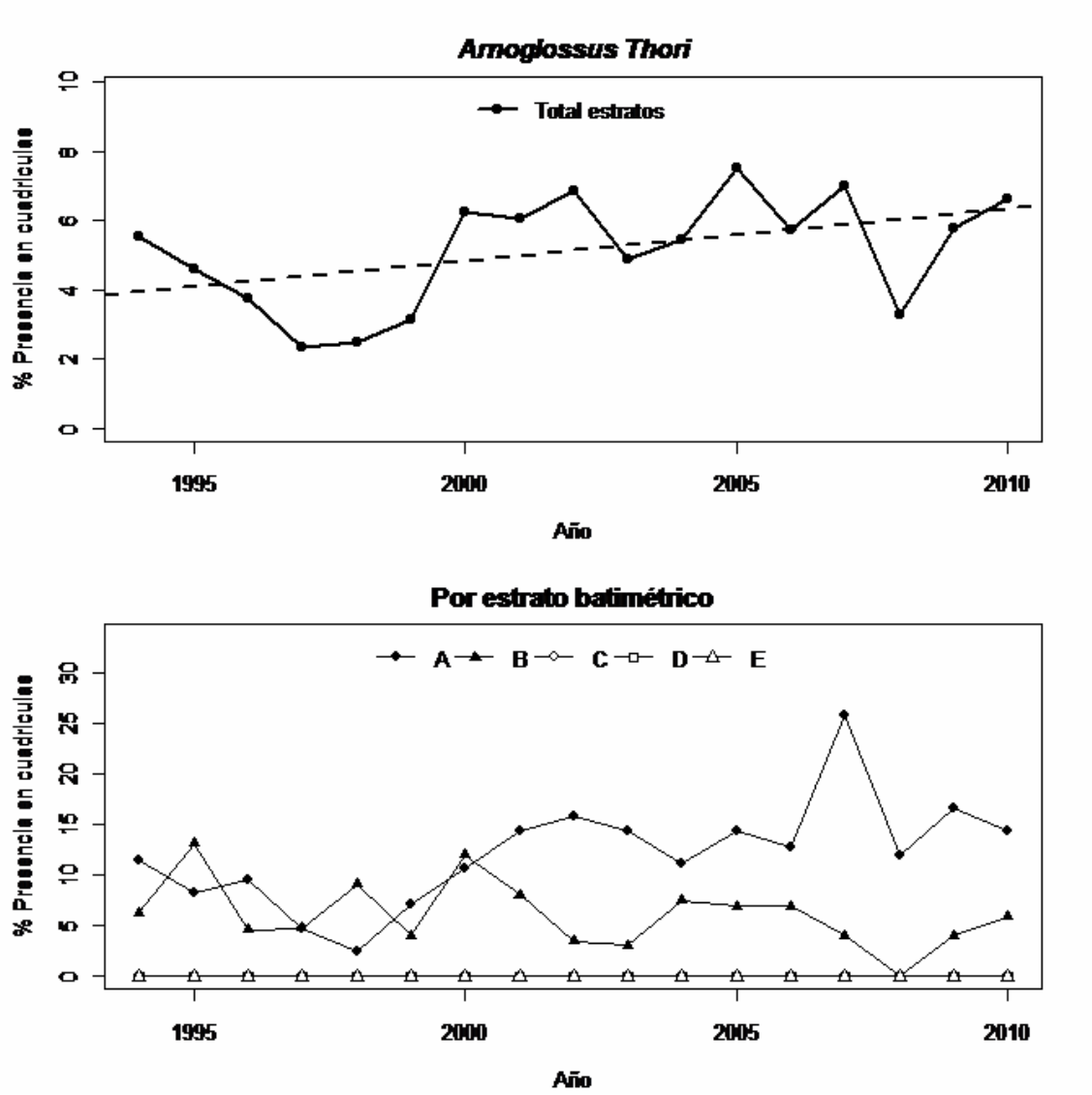


Figura 25. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de Arnoglossus thori en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

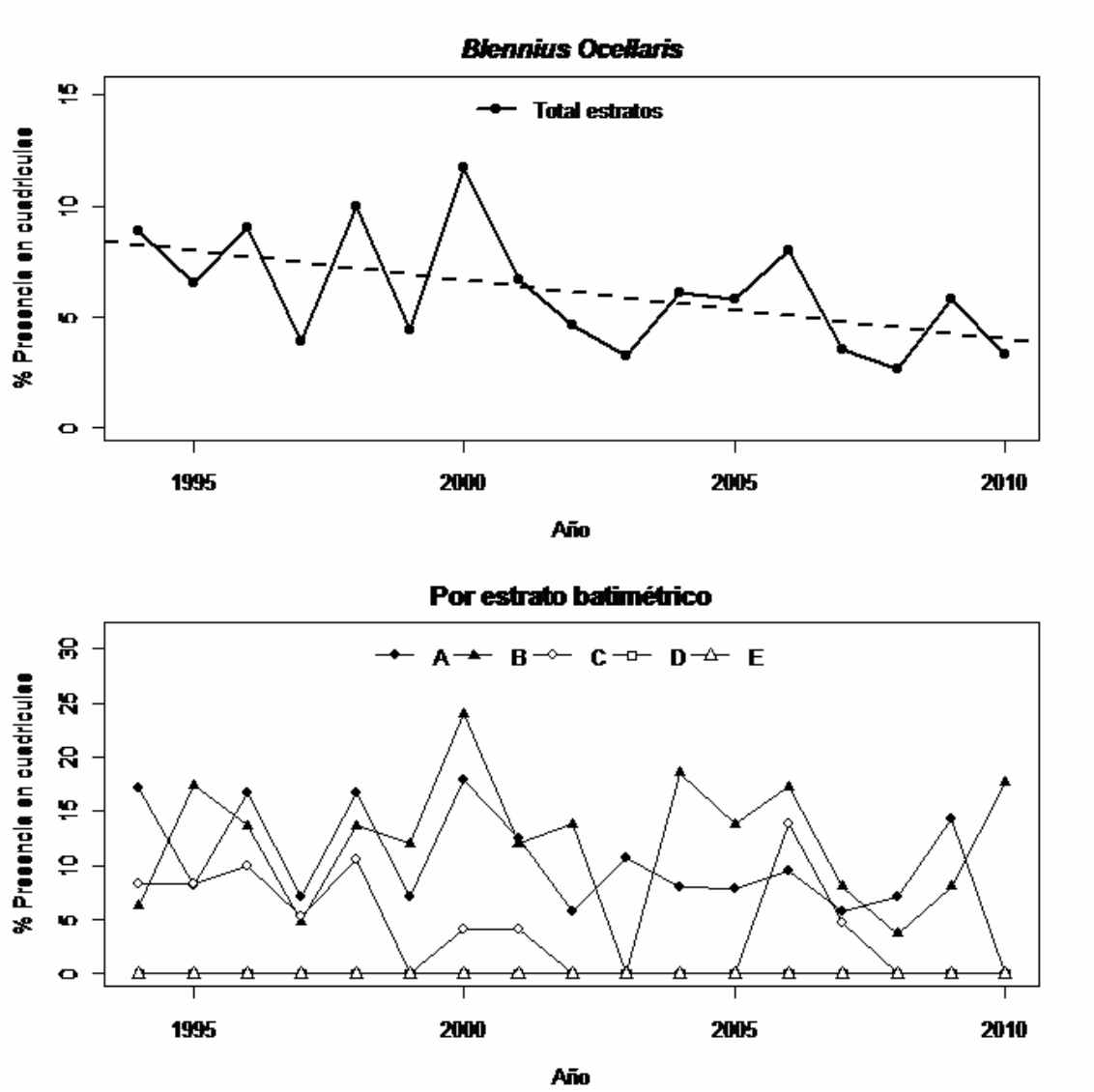


***Figura 26*. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Blennius ocellaris* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

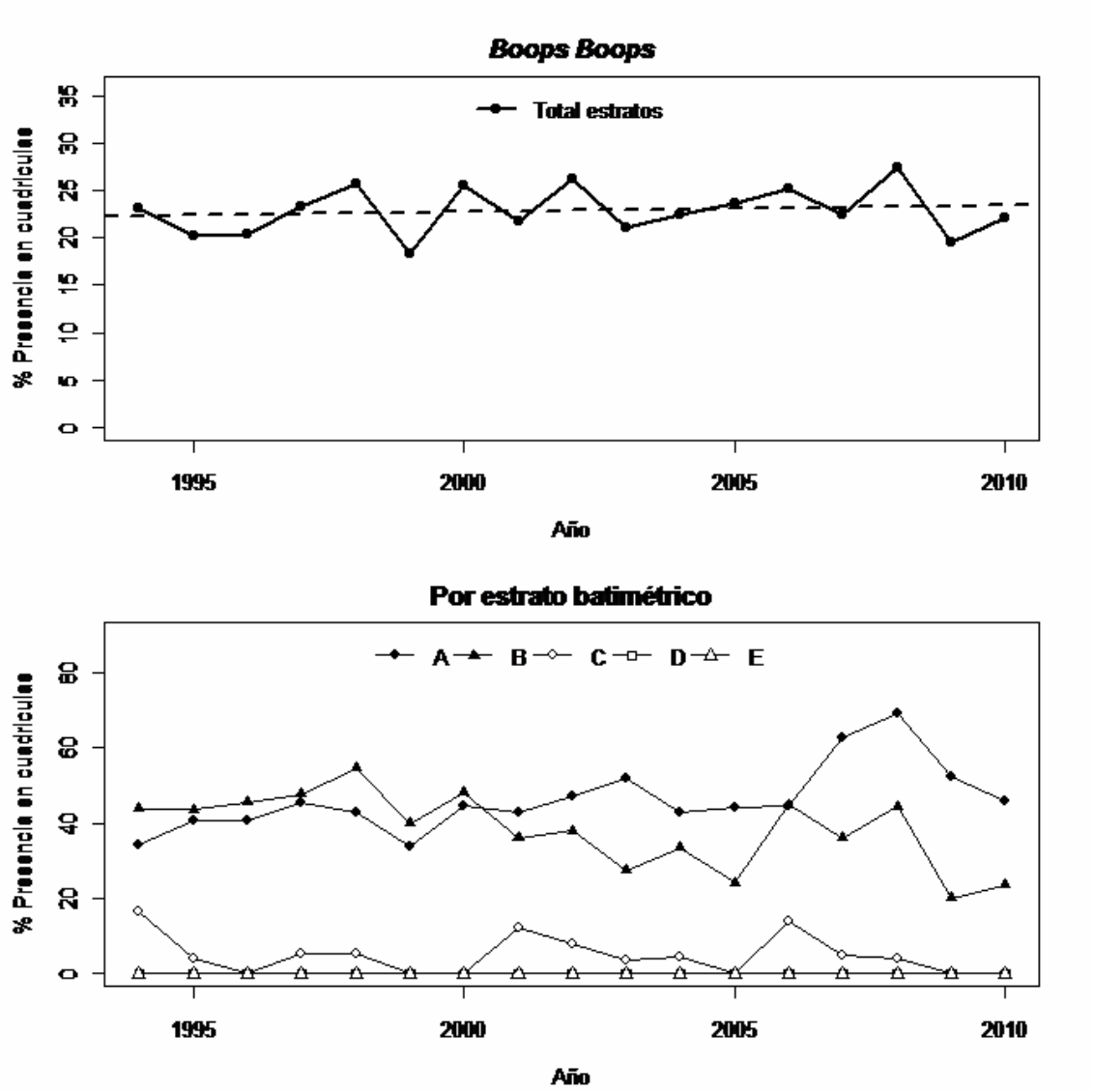


Figura 27. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Boops boops* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

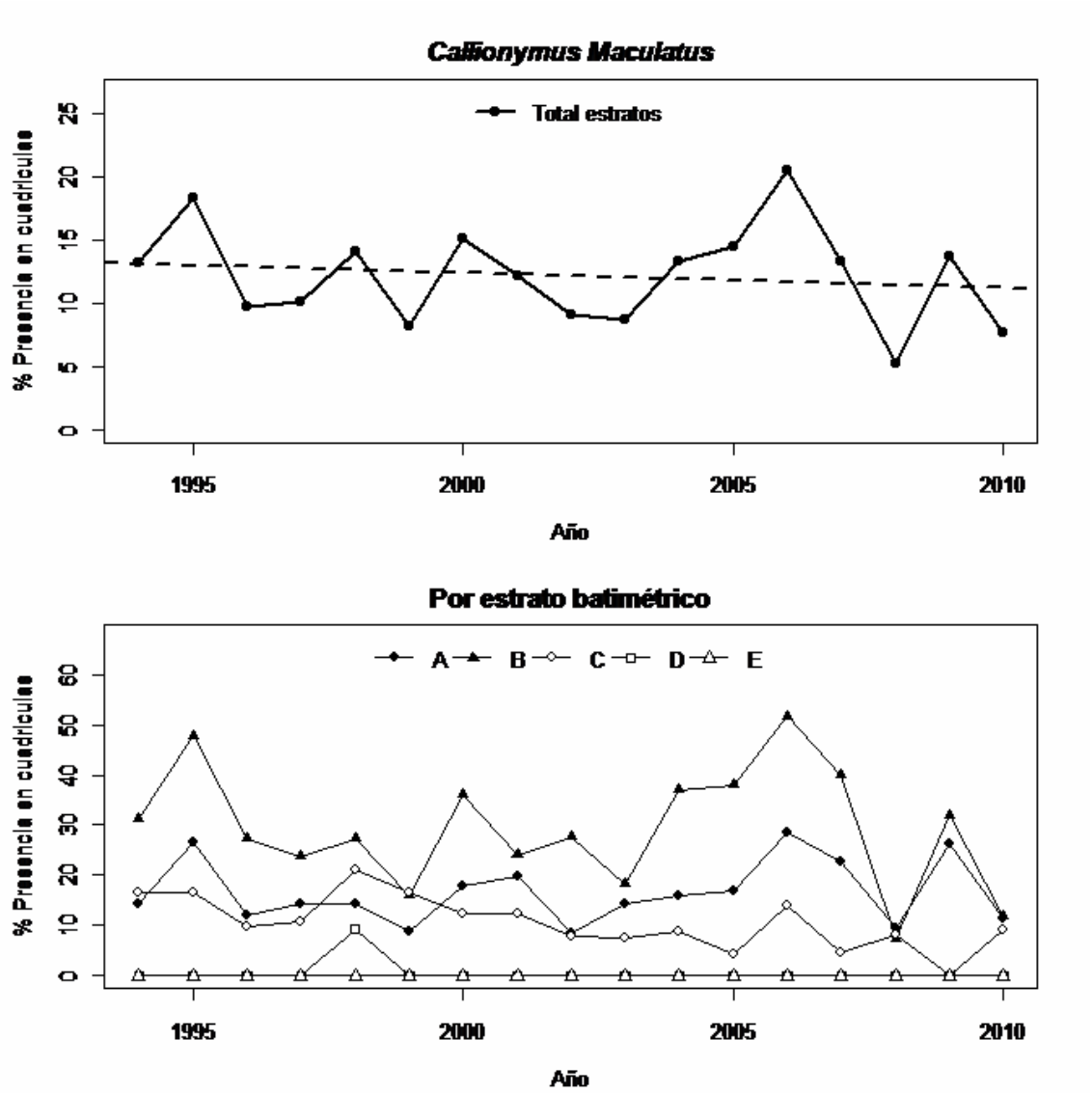


Figura 28. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Callionymus maculatus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

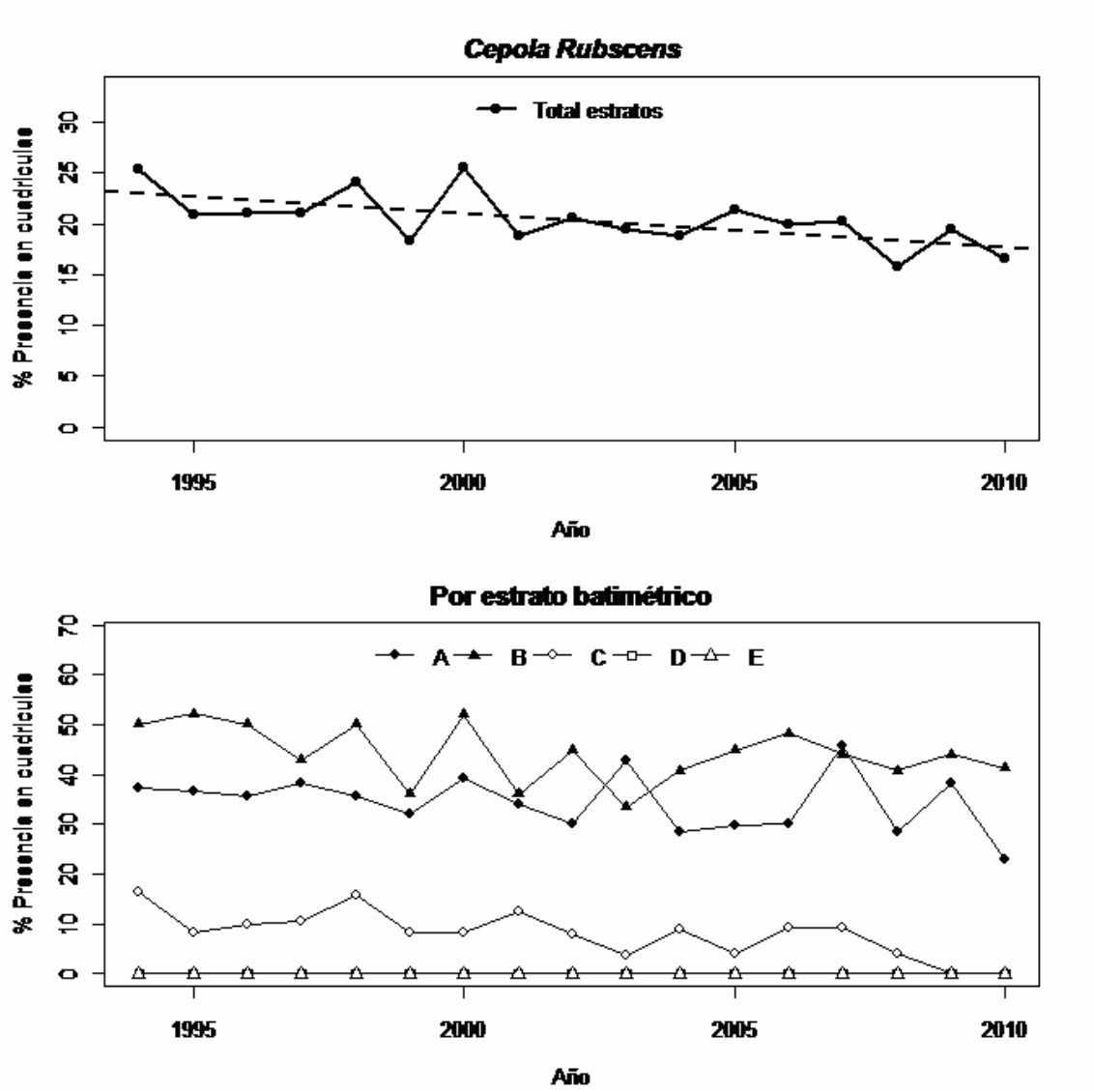


***Figura 29*. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Cepola rubescens* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

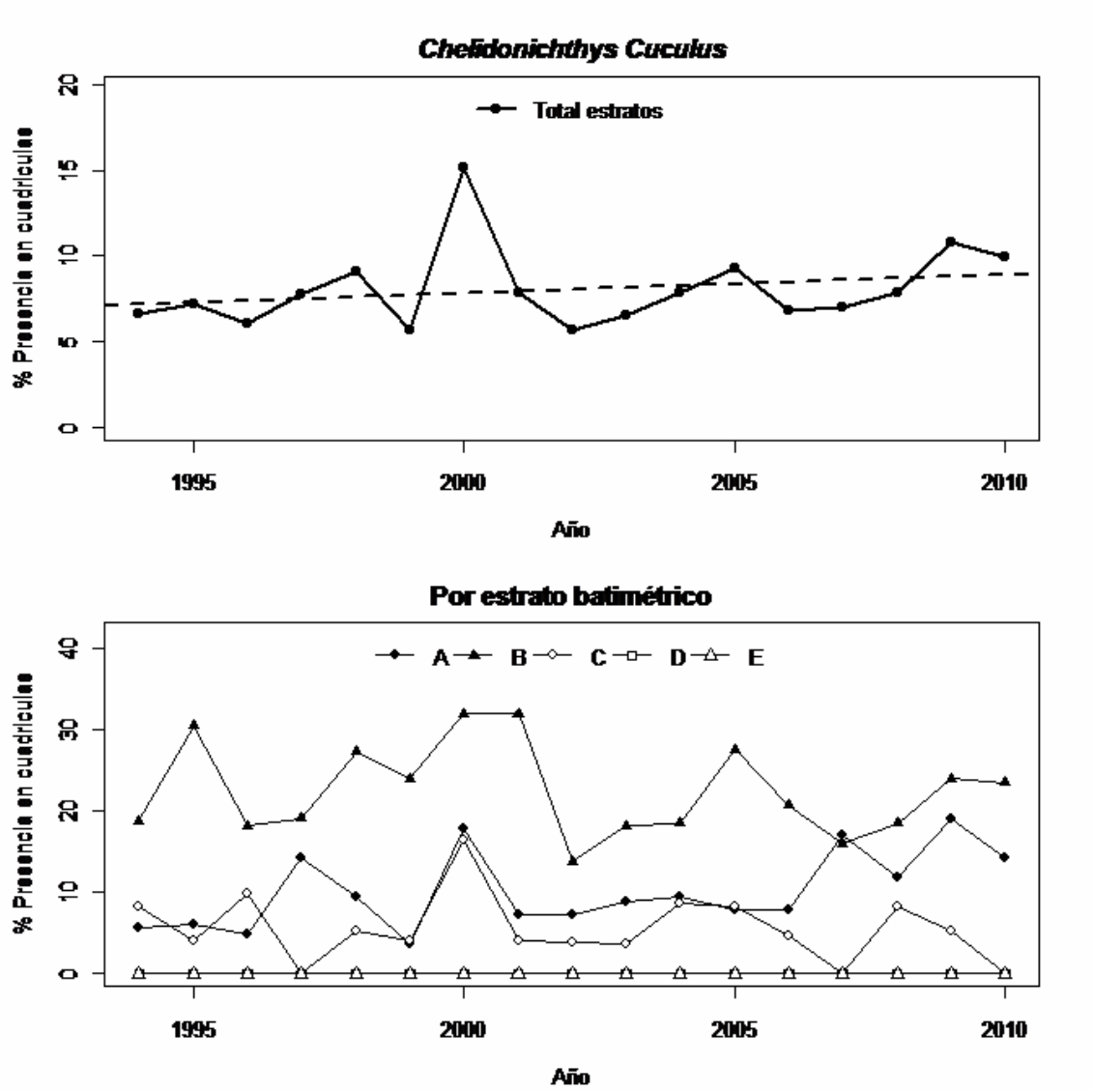


Figura 30. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Chelidonichthys cuculus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

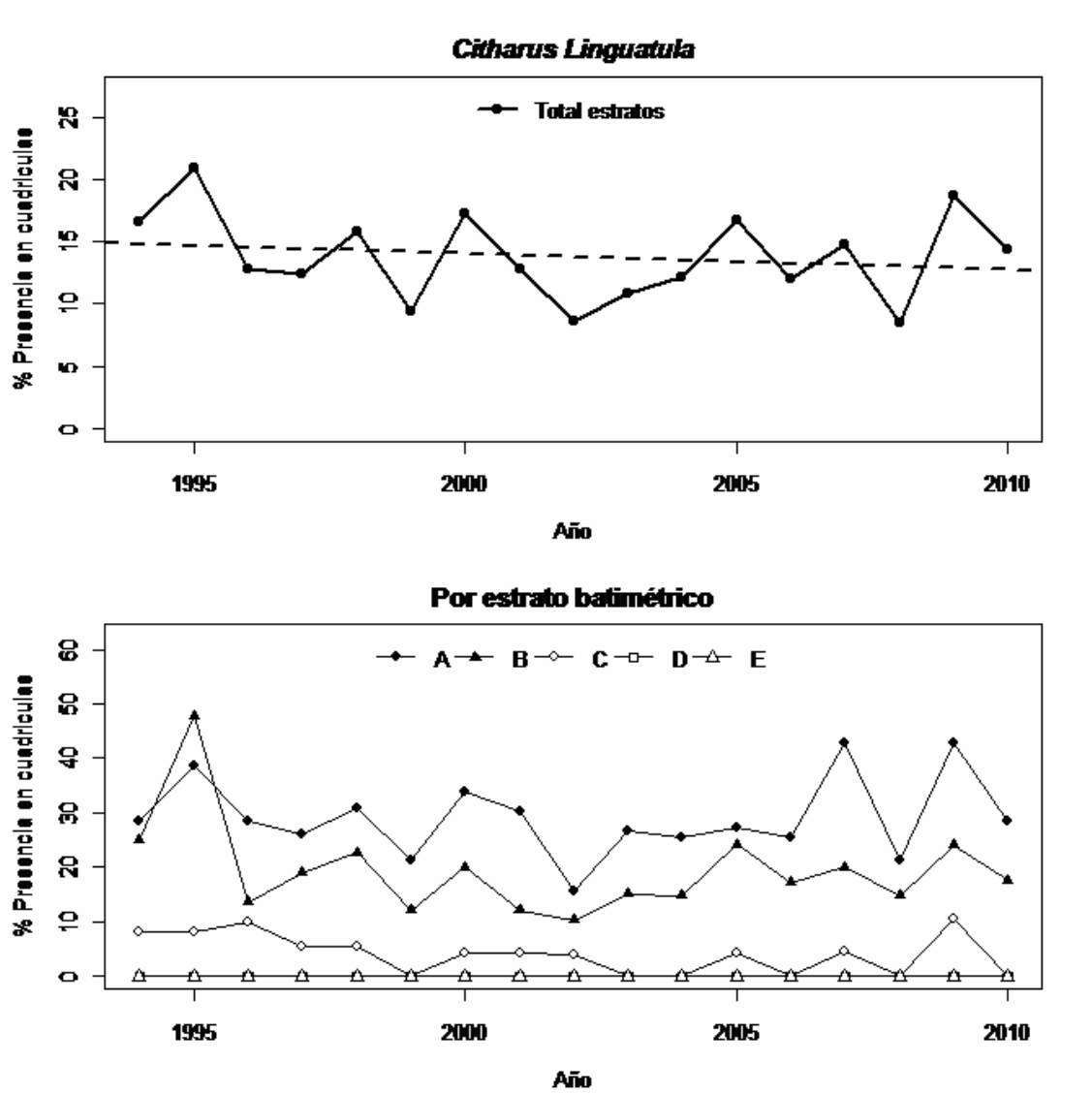


***Figura 31*. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Citharus linguatula* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

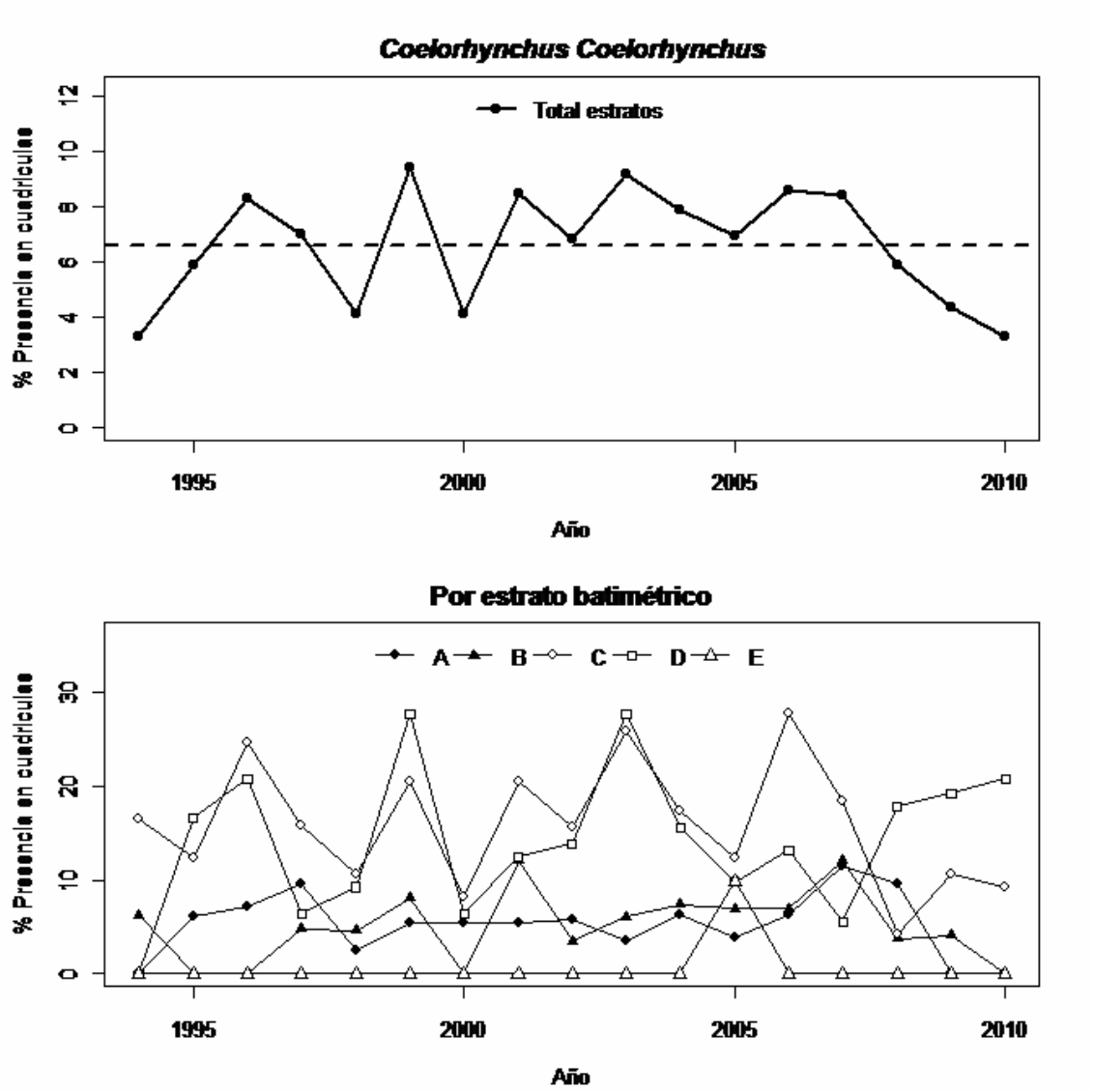


Figura 32. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Coelorhynchus coelorhynchus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

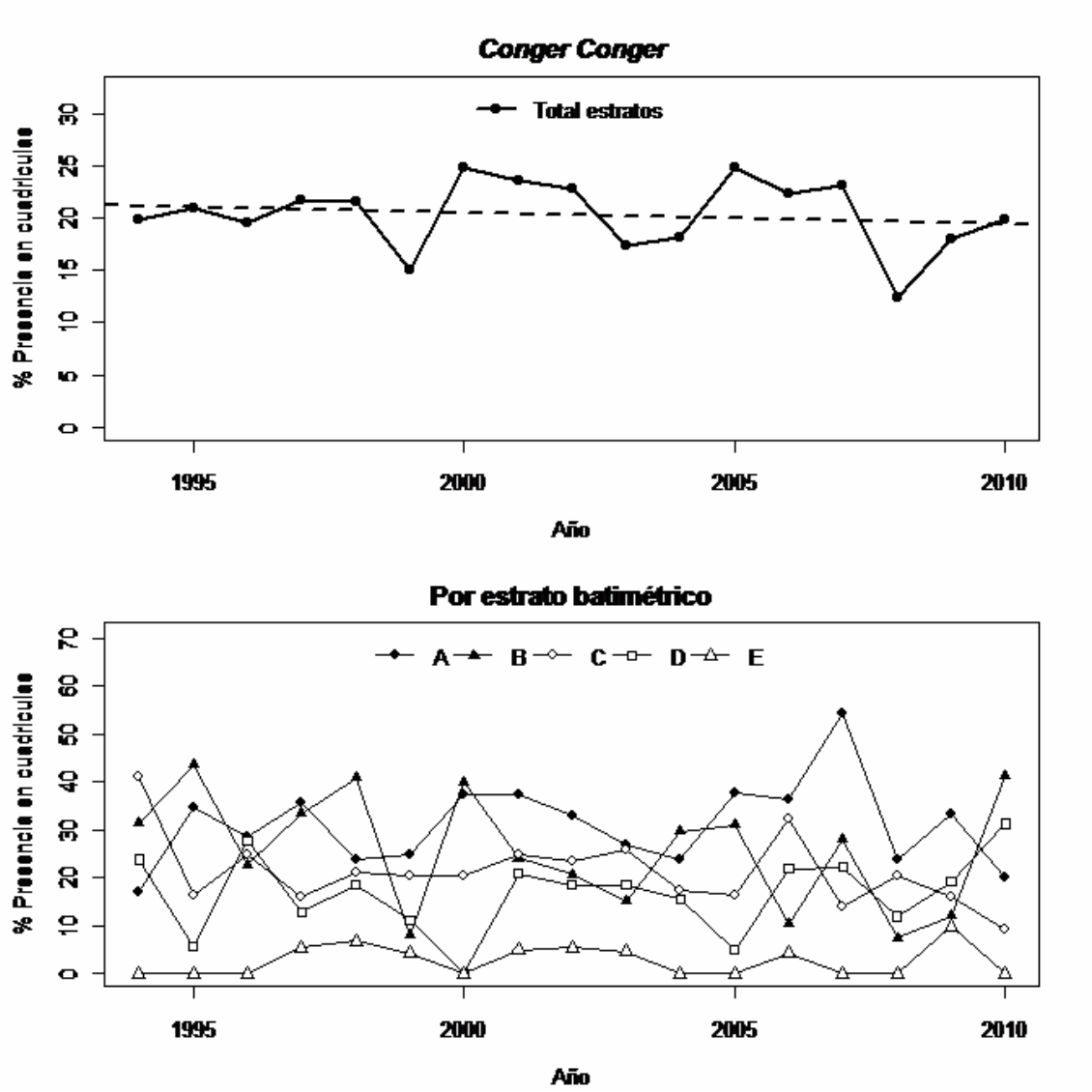


Figura 33. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Conger conger* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

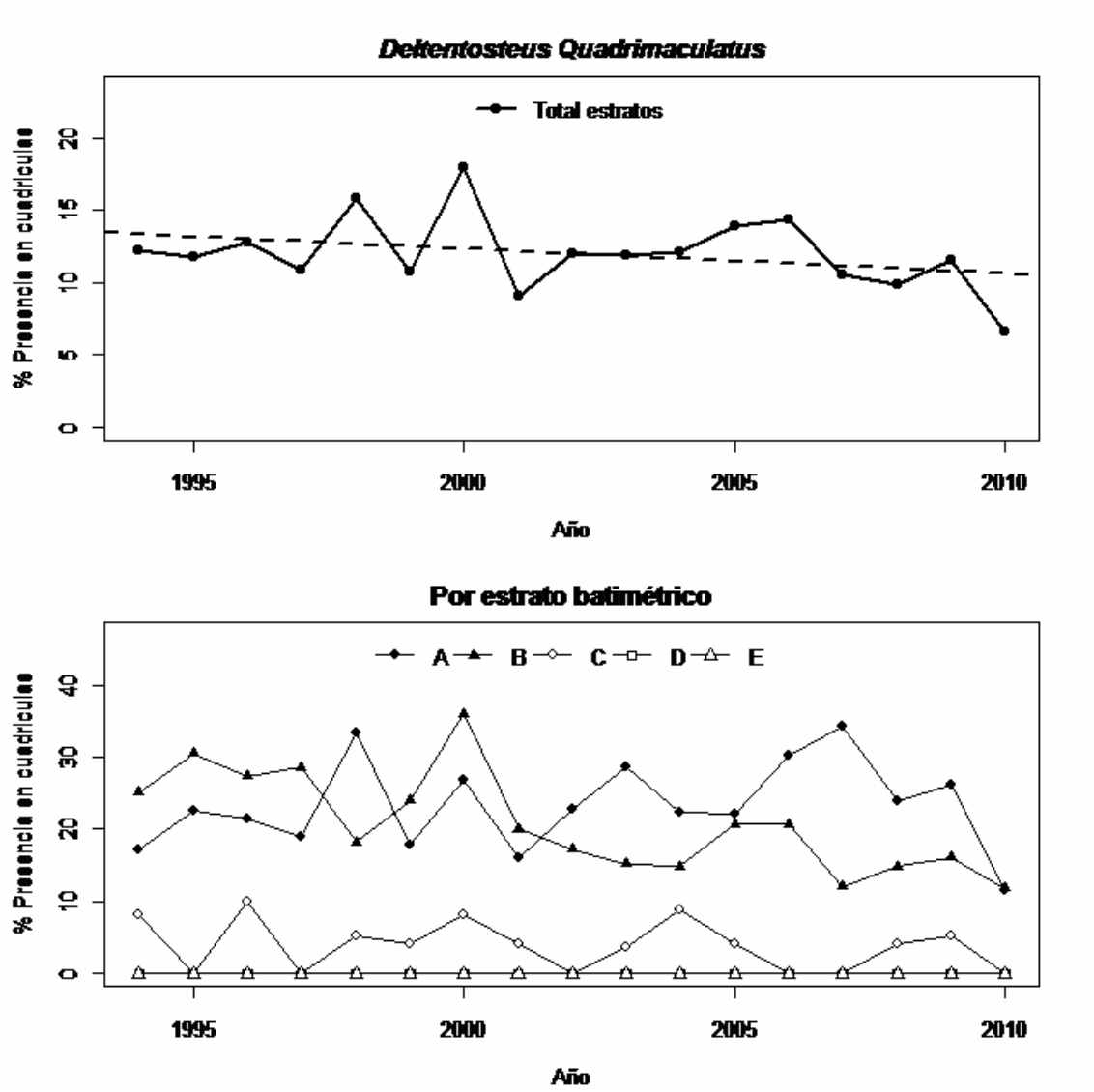


Figura 34. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Deltentosteus quadrimaculatus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

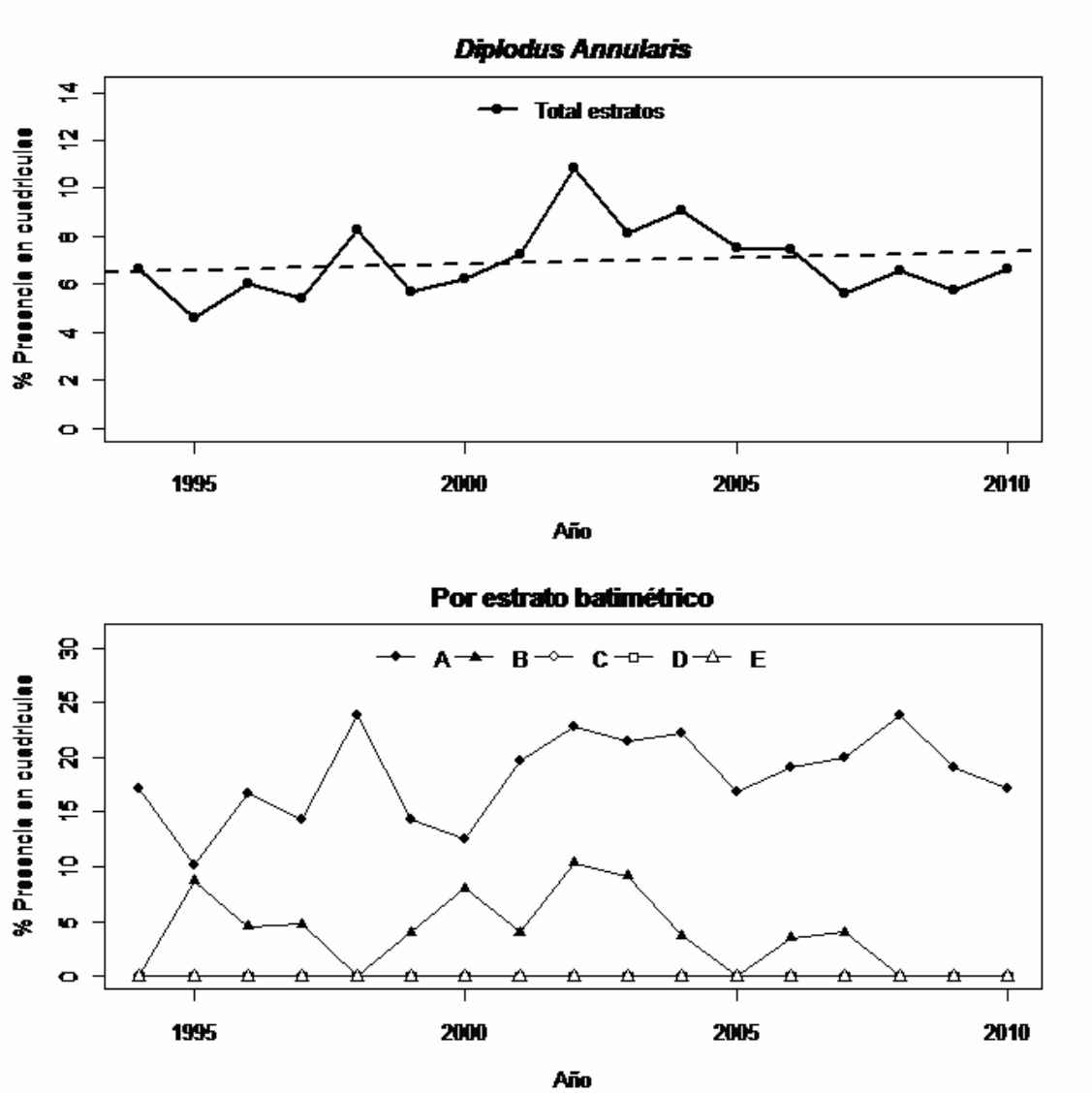


Figura 35. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Diplodus annularis* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

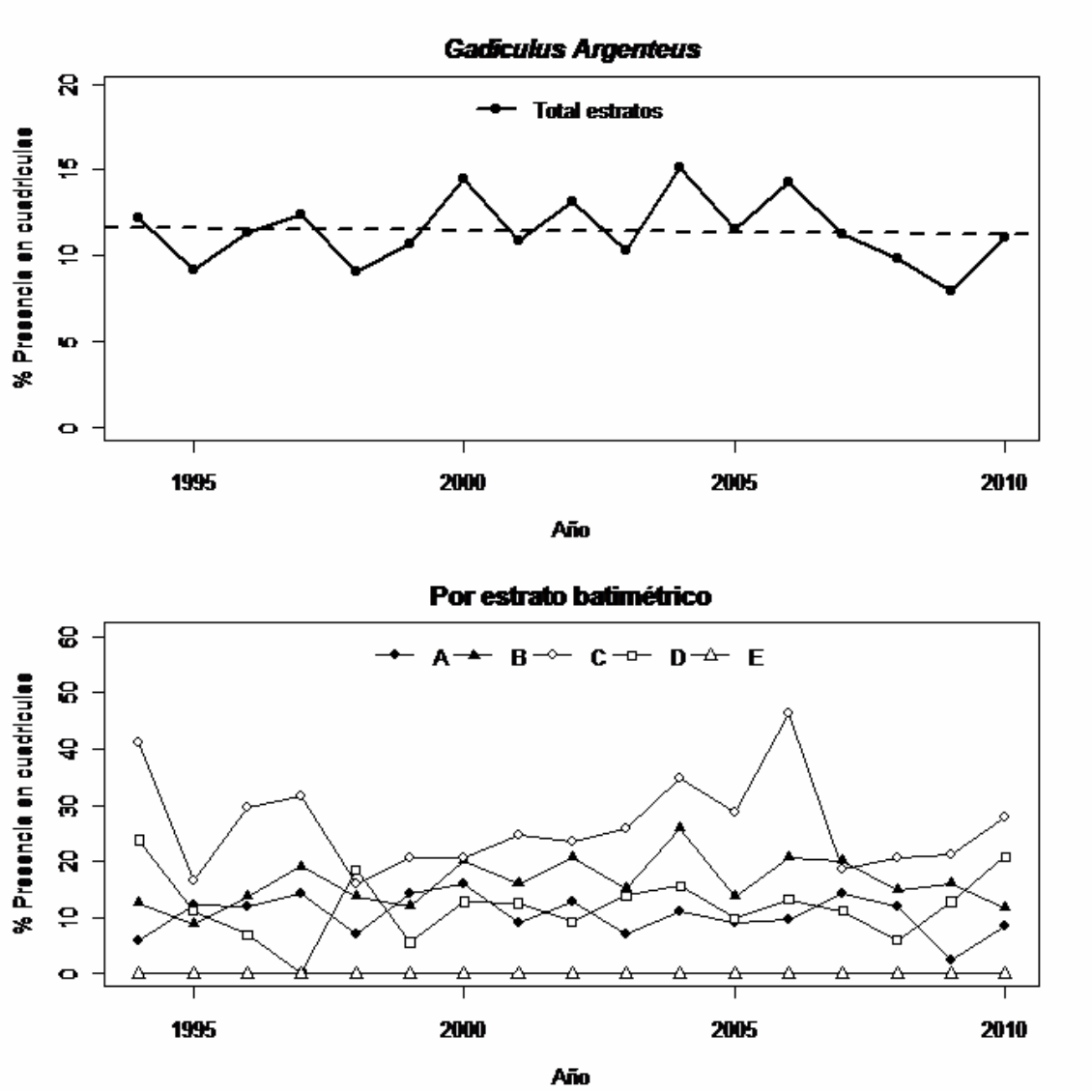


Figura 36. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Gadiculus argenteus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

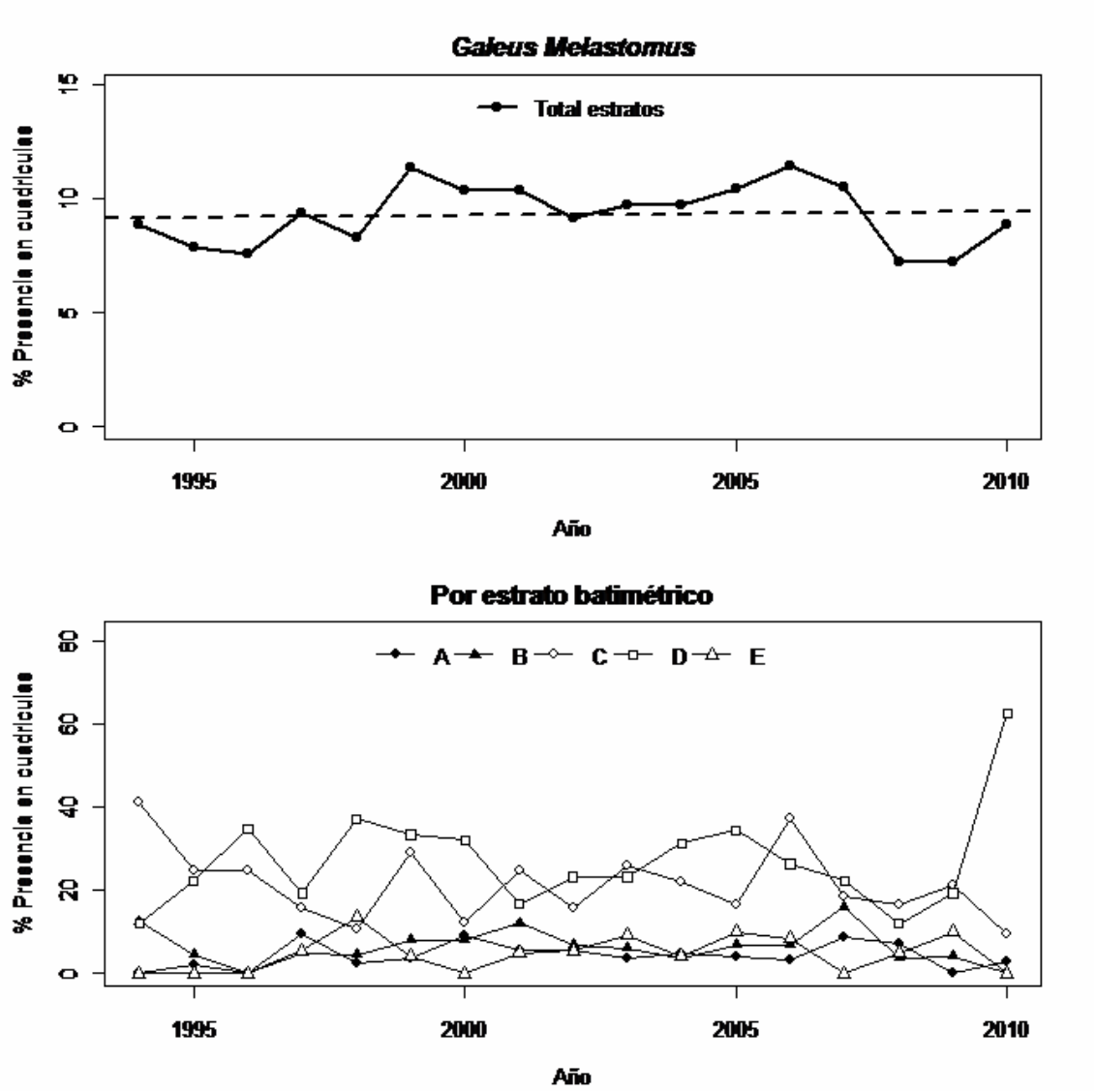


Figura 37. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Galeus melastomus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

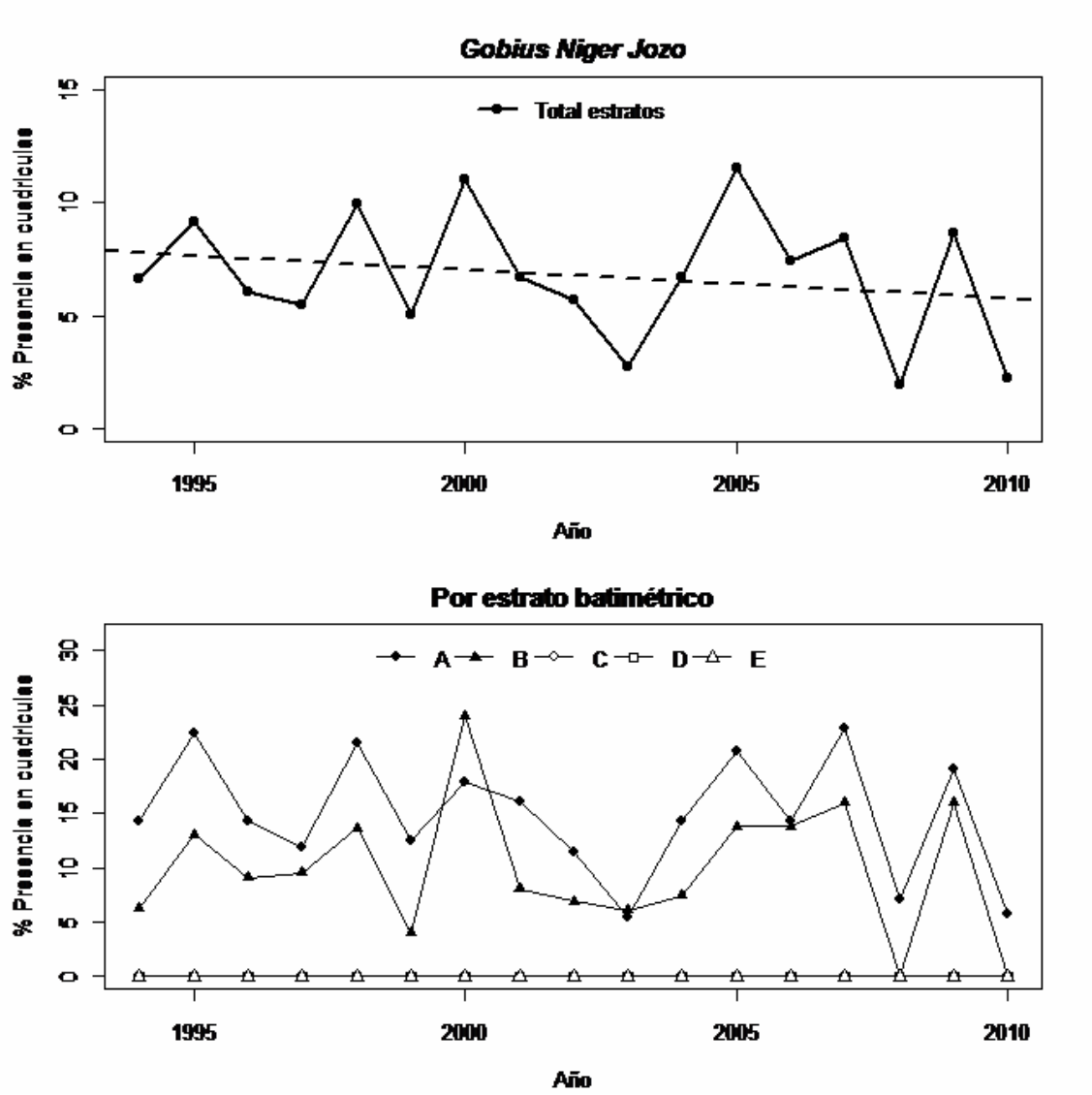


Figura 38. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Gobius niger jozo* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

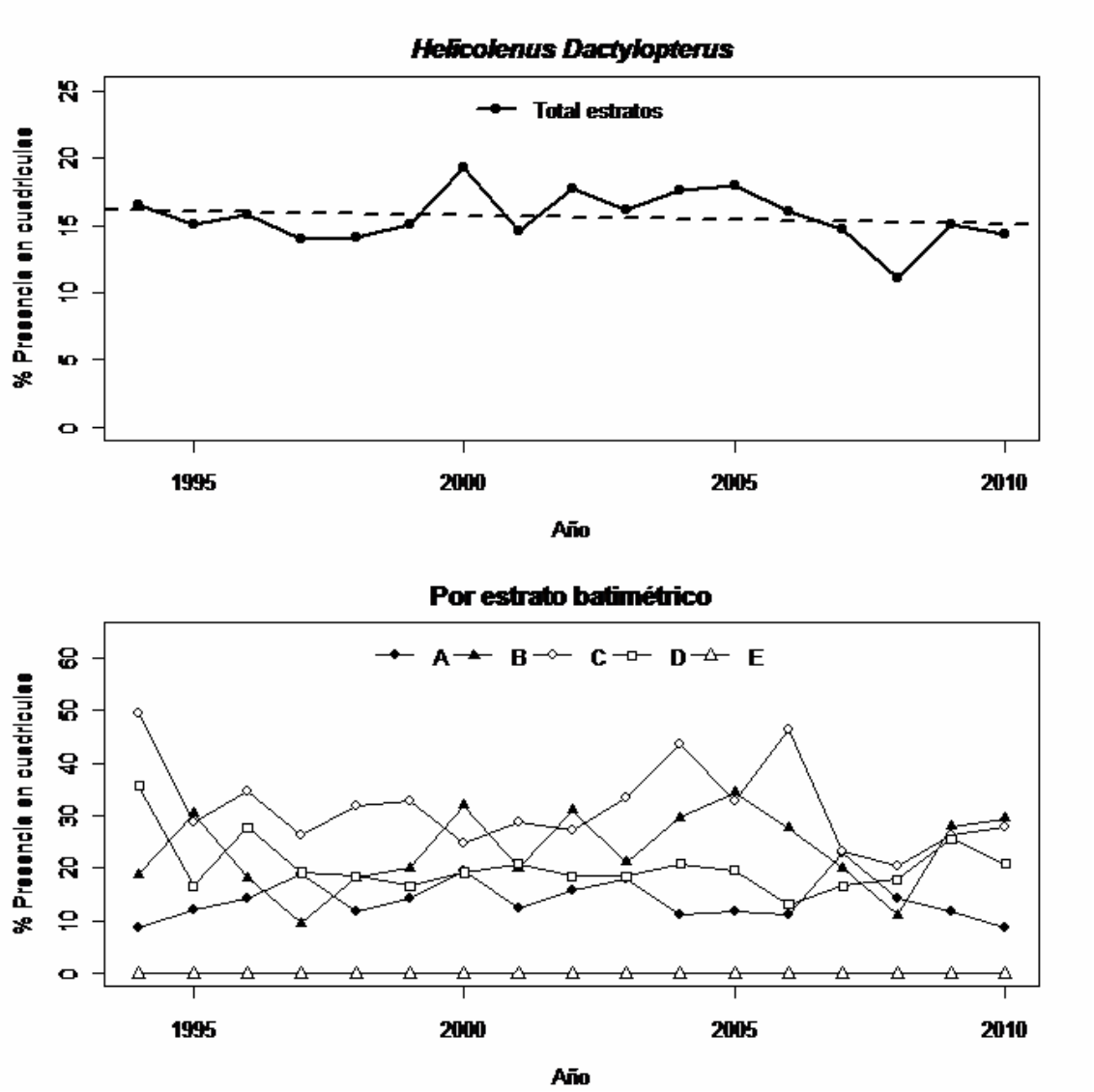


Figura 39. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Helicolenus dactylopterus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

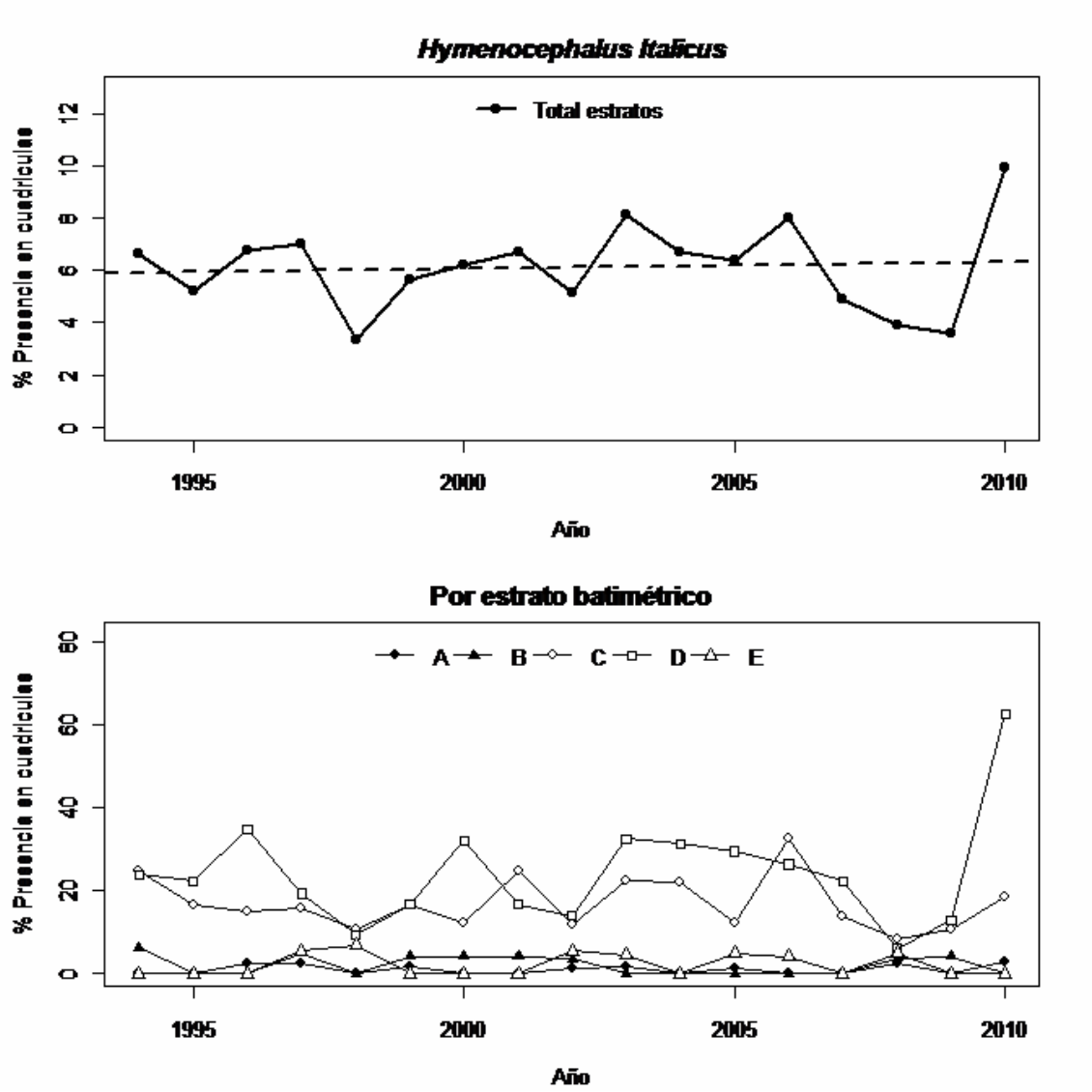


Figura 40. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Hymenocephalus italicus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

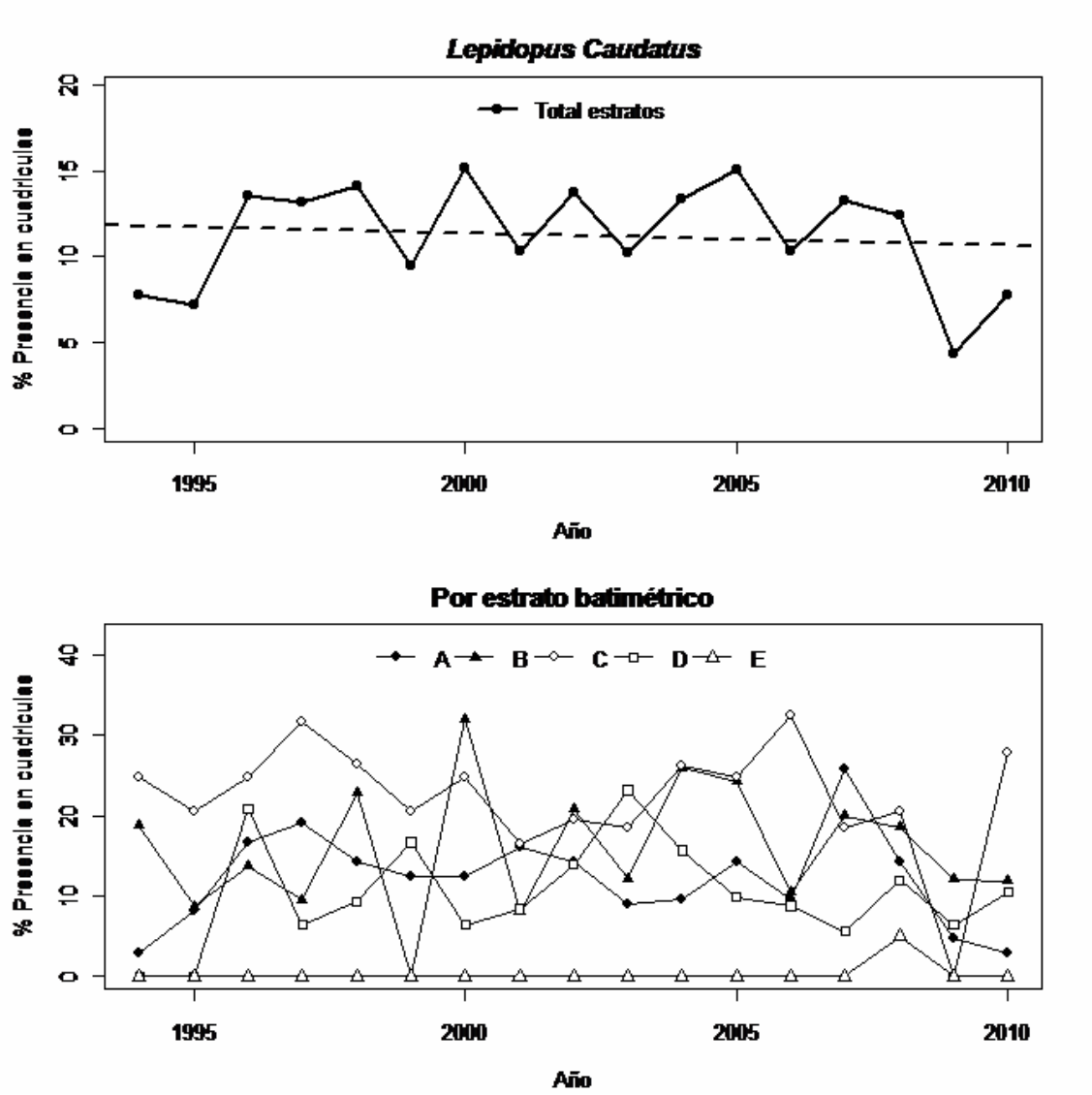


Figura 41. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lepidopus caudatus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

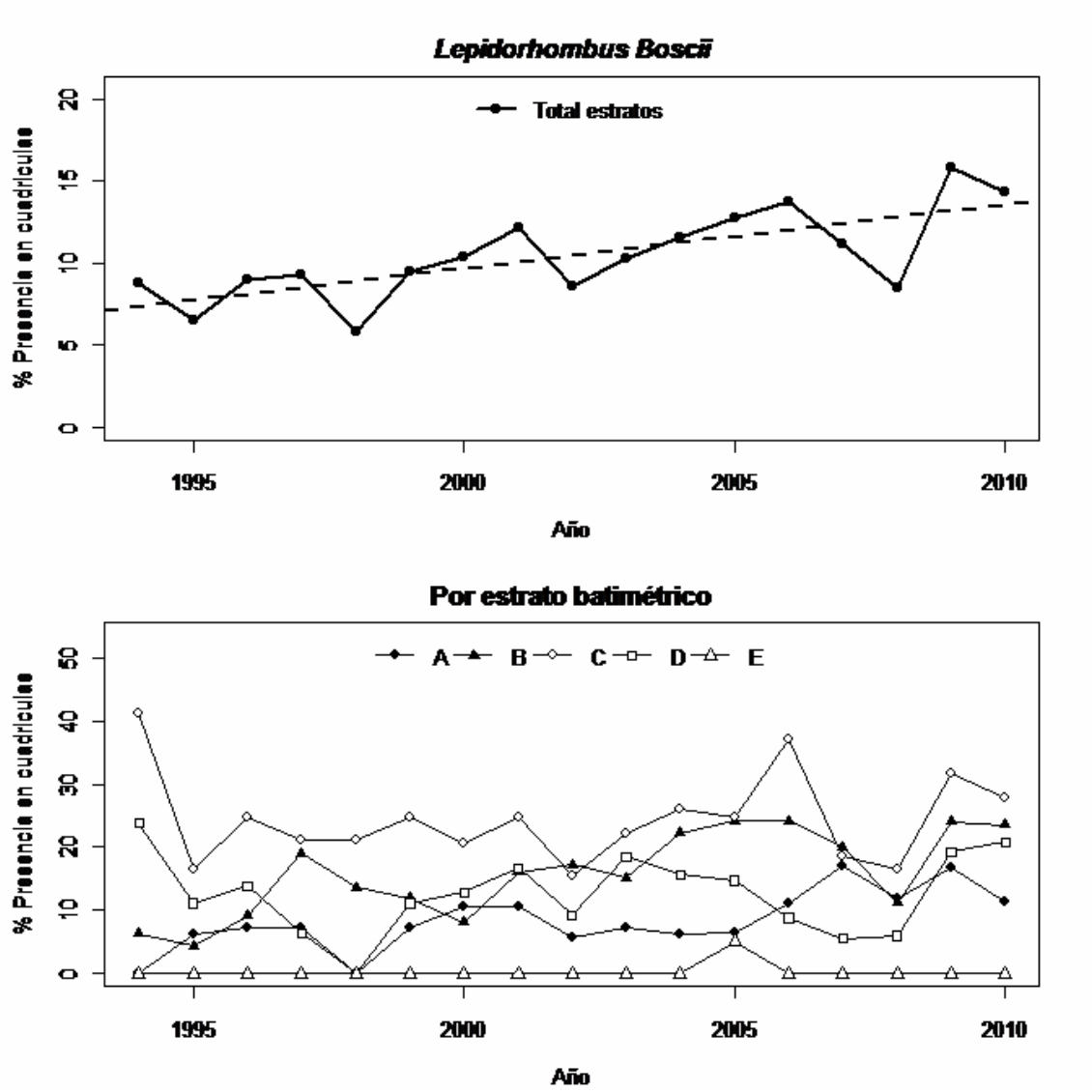


Figura 42. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lepidorhombus boscii* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

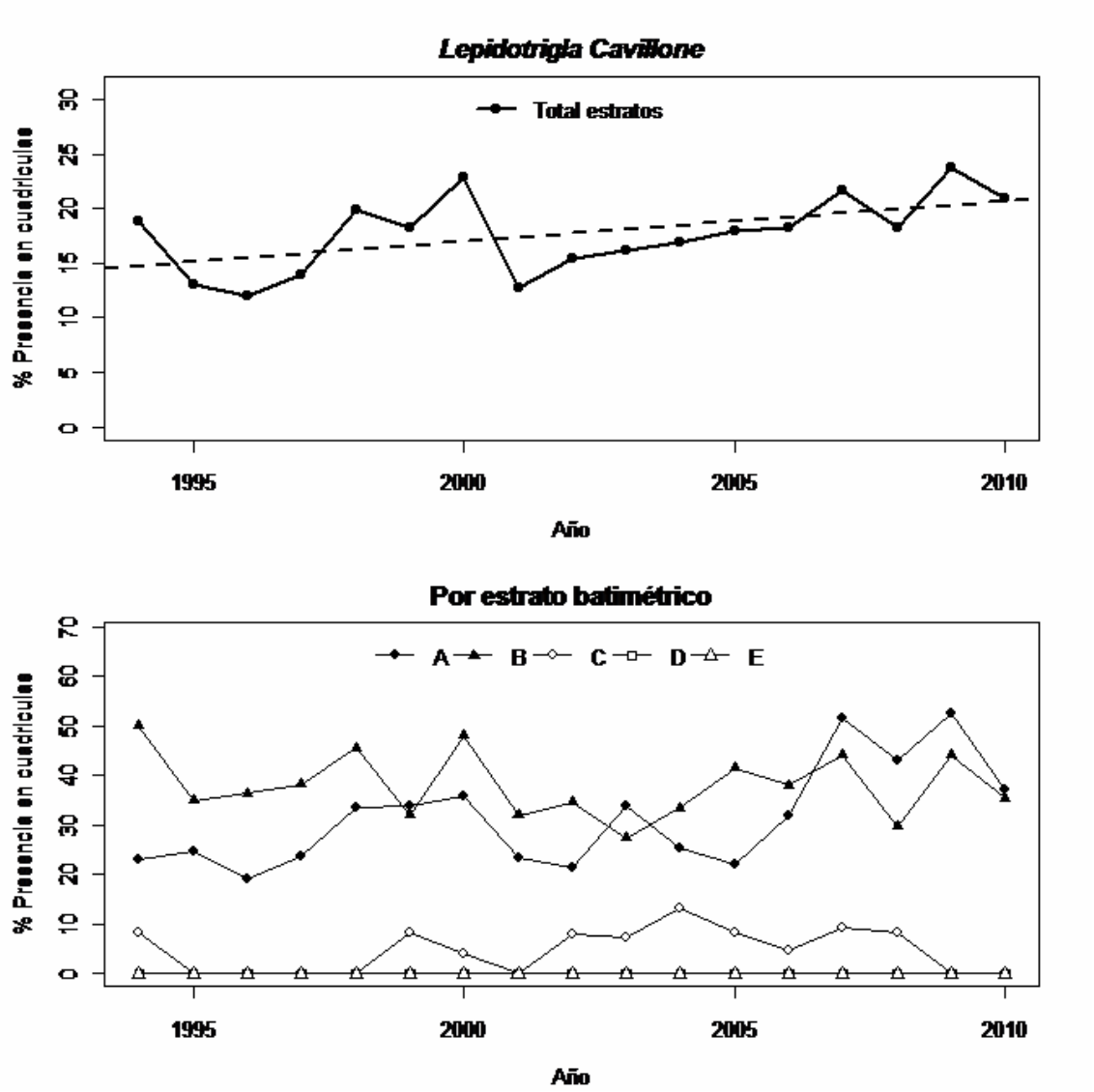


Figura 43. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lepidotrigla cavillone* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

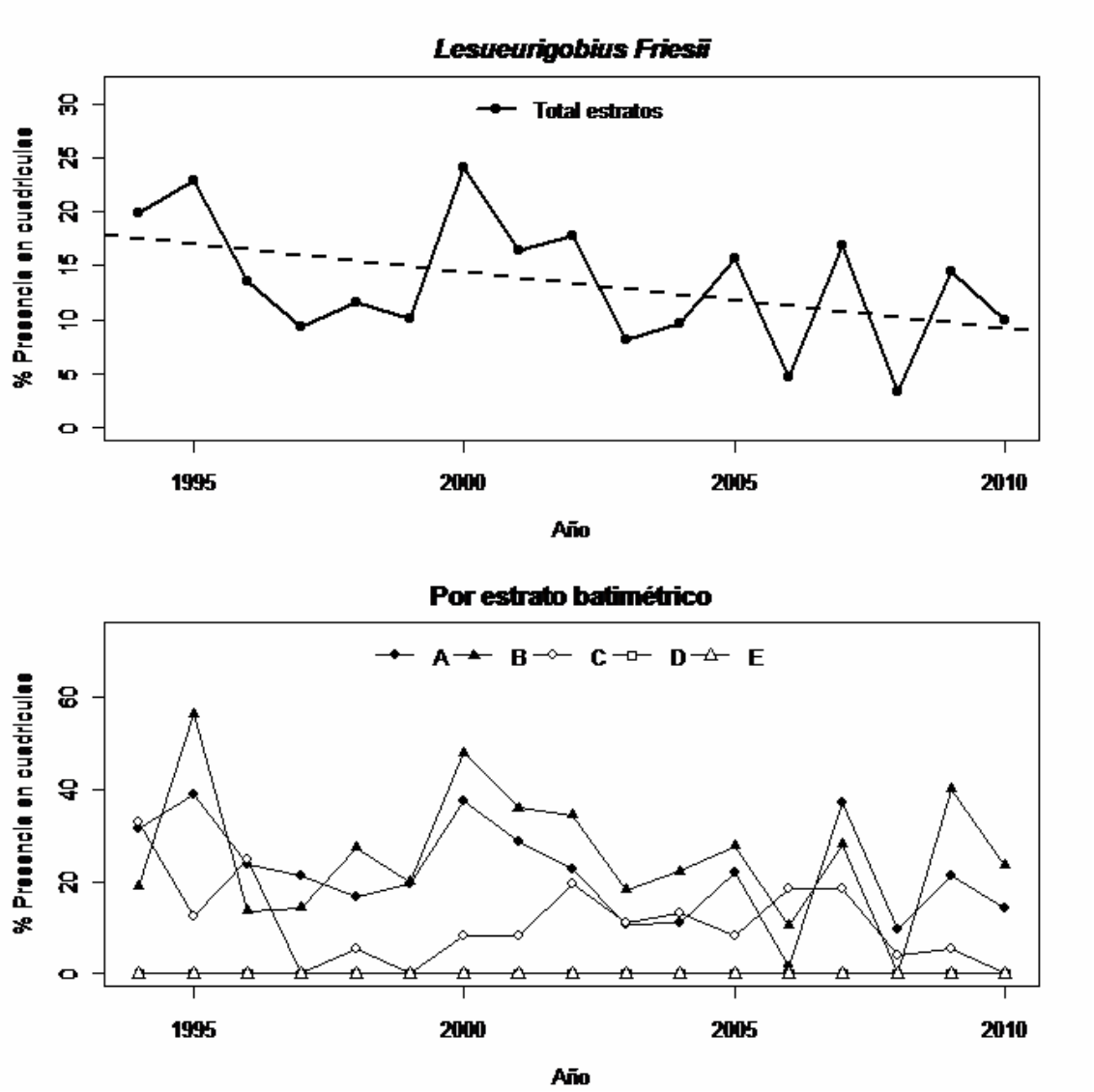


Figura 44. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lesueurigobius friesii* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

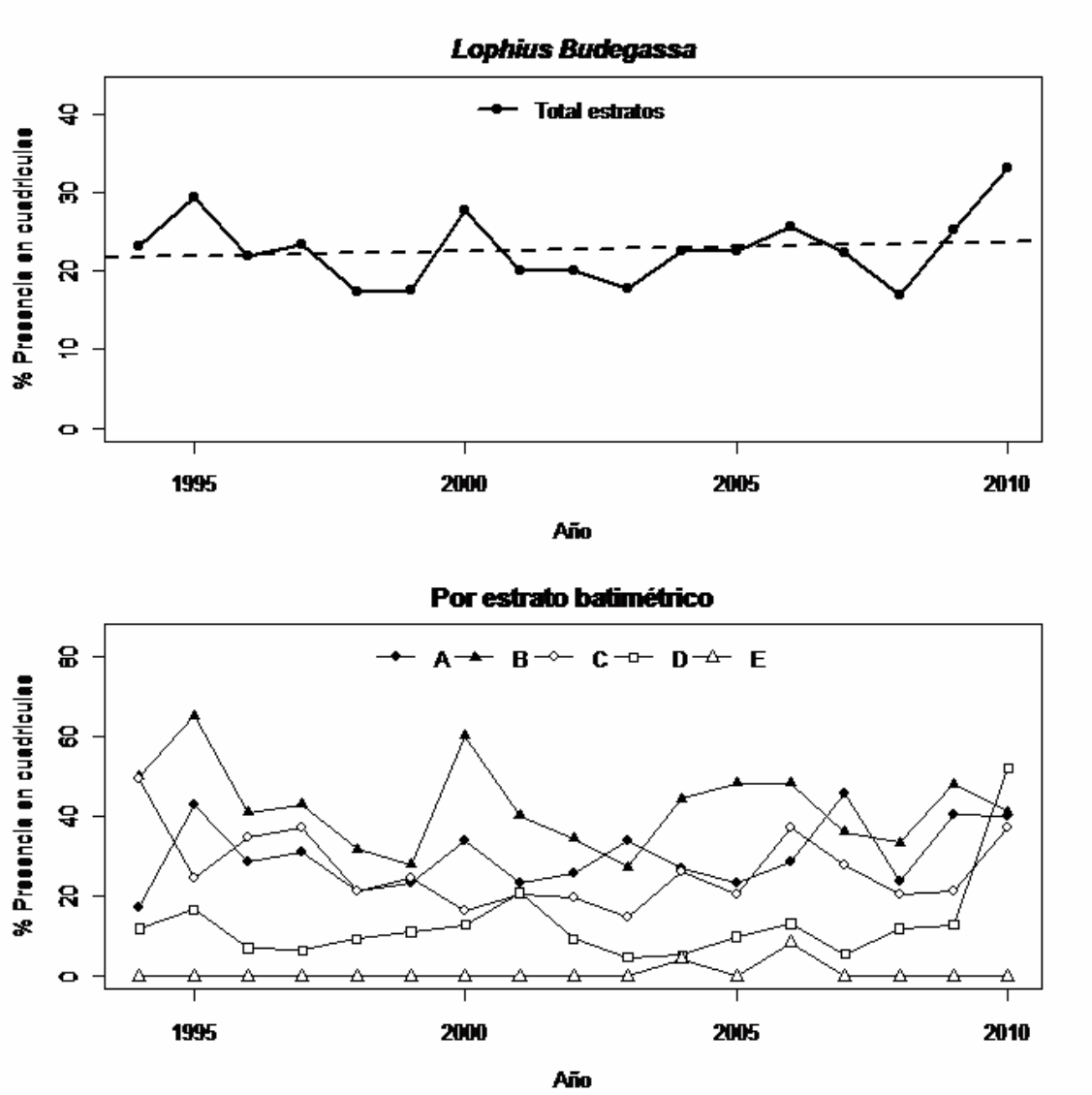


Figura 45. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lophius budegassa* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

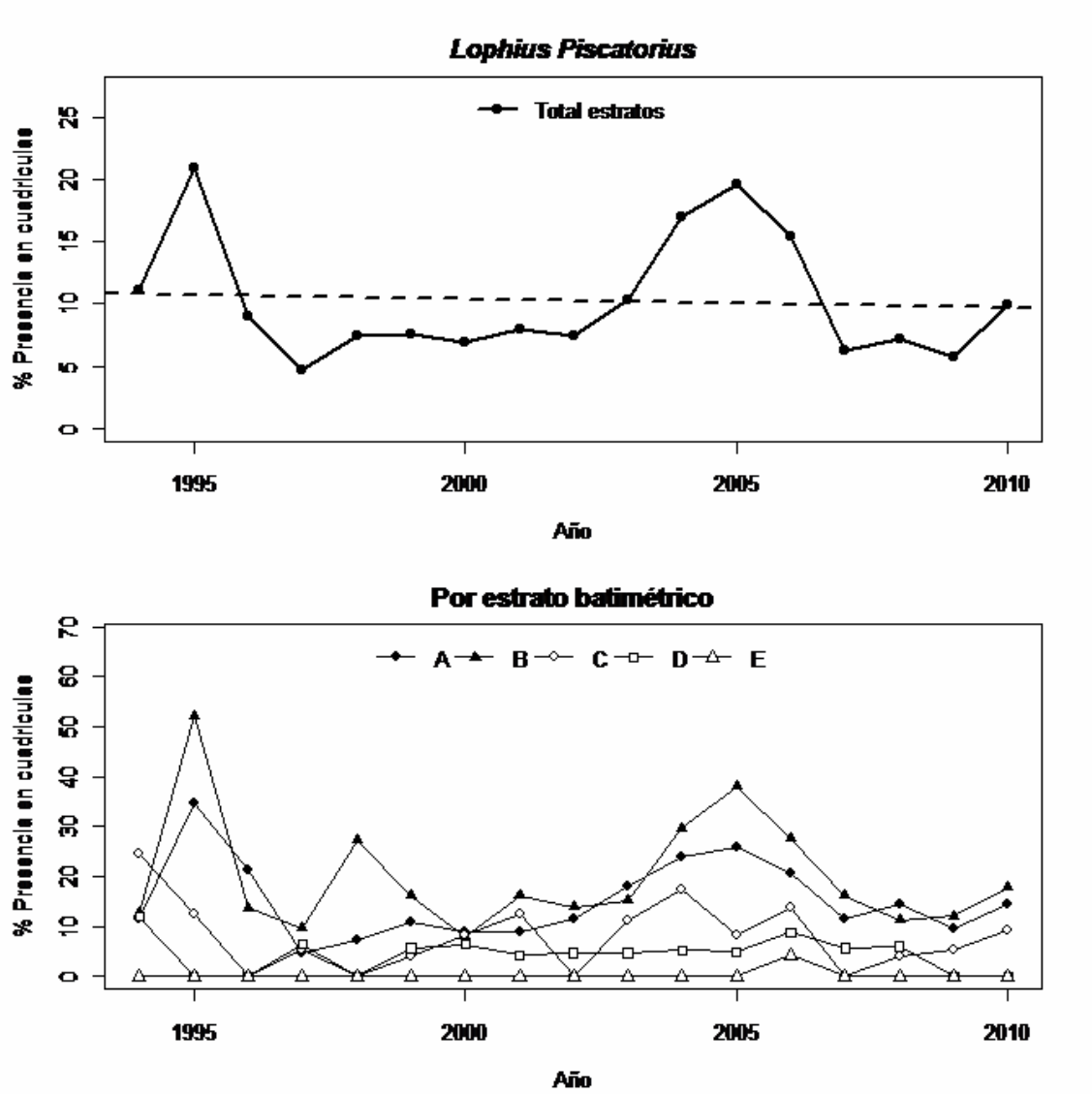


Figura 46. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lophius piscatorius* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

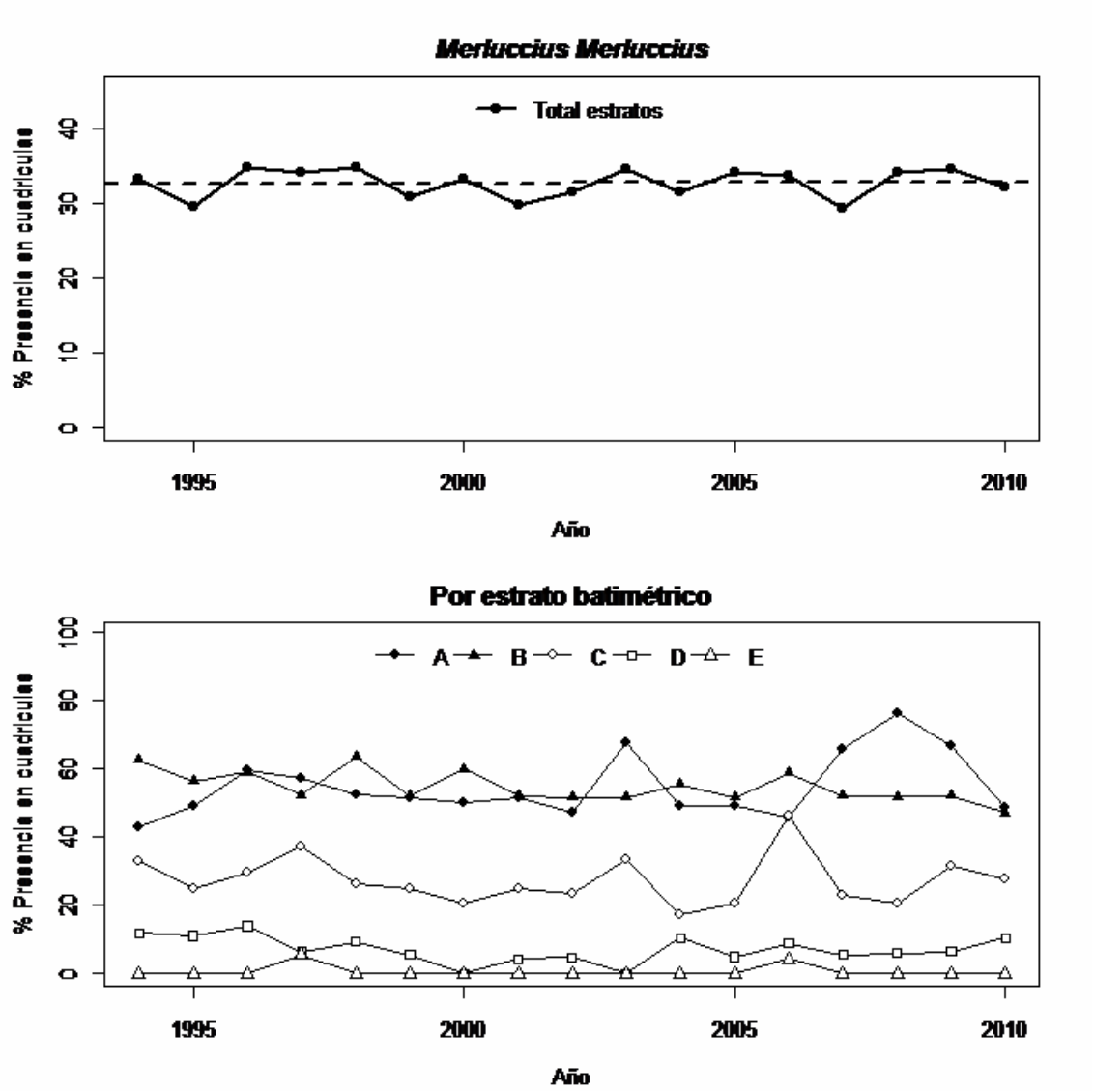


Figura 47. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Merluccius merluccius* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

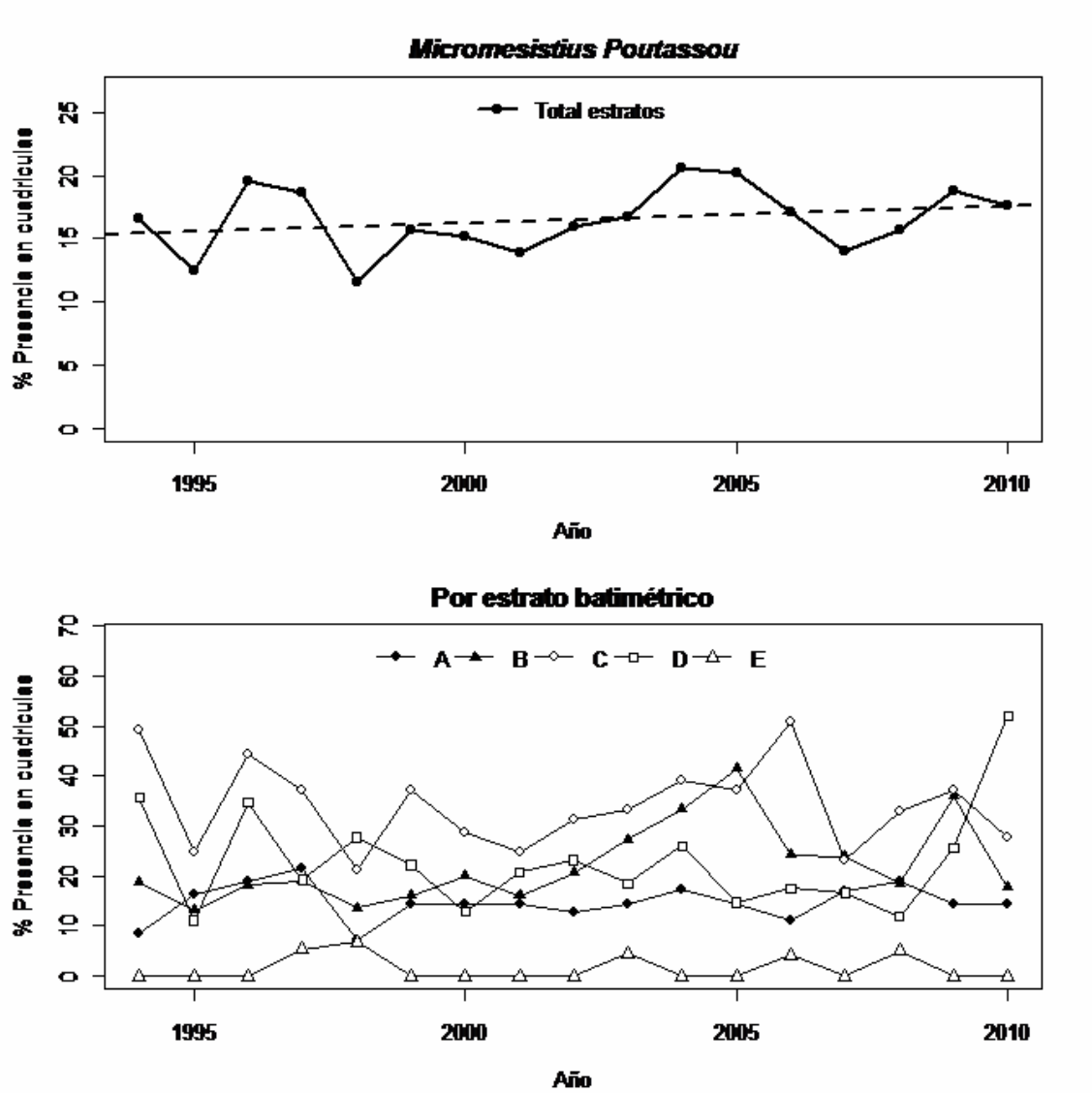


Figura 48. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Micromesistius poutassou* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

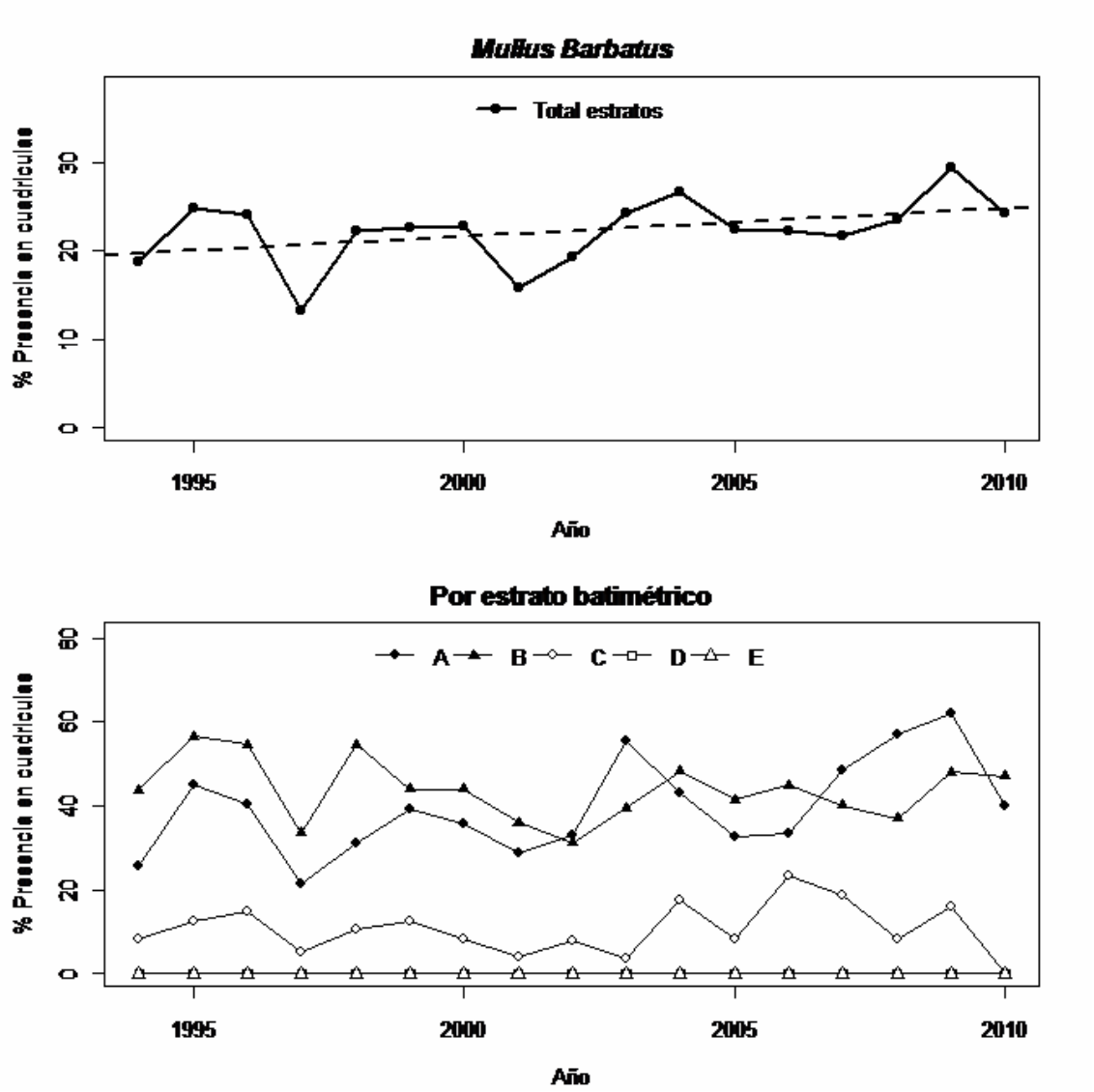


Figura 49. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Mullus barbatus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

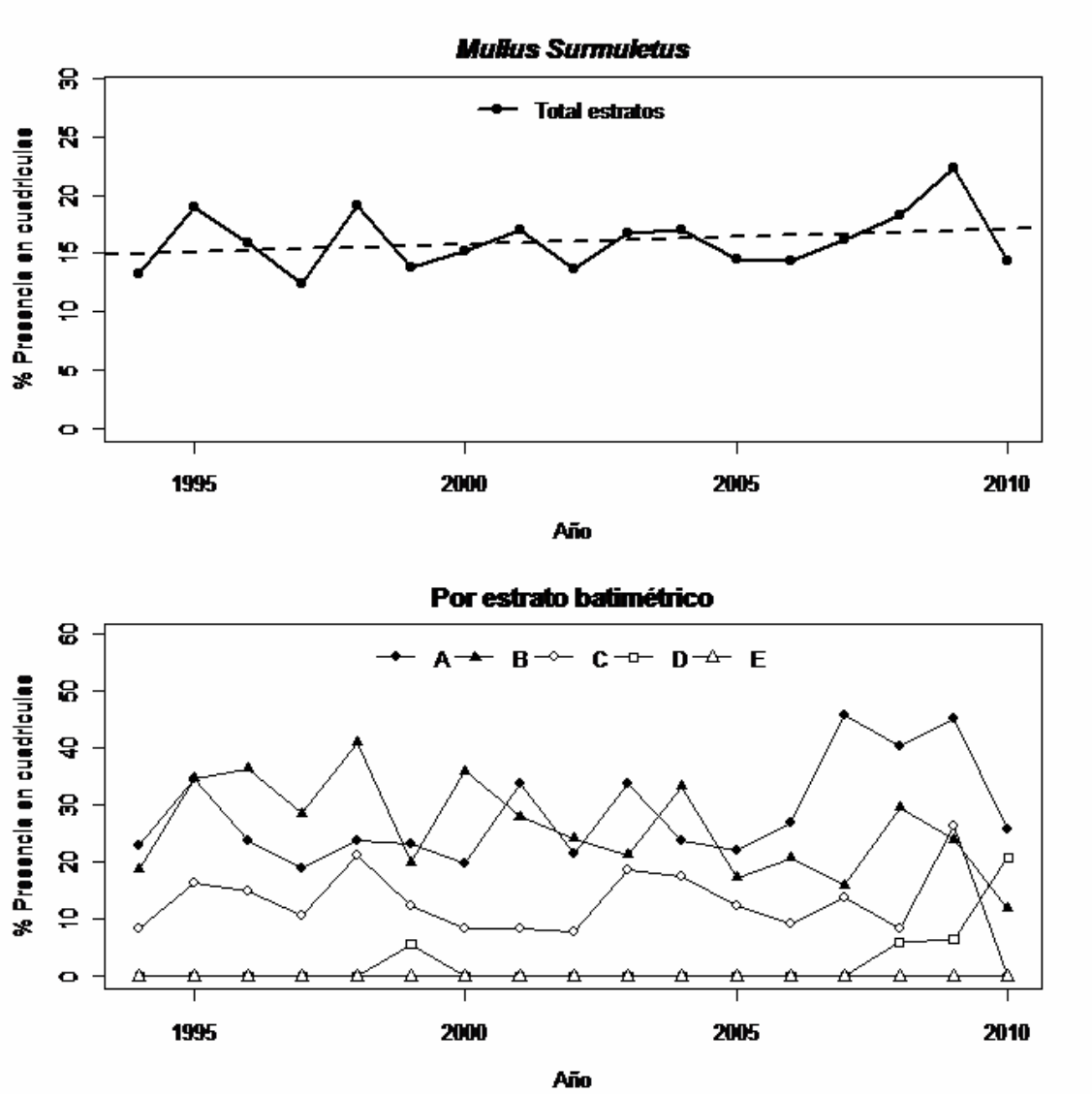


Figura 50. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Mullus surmuletus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

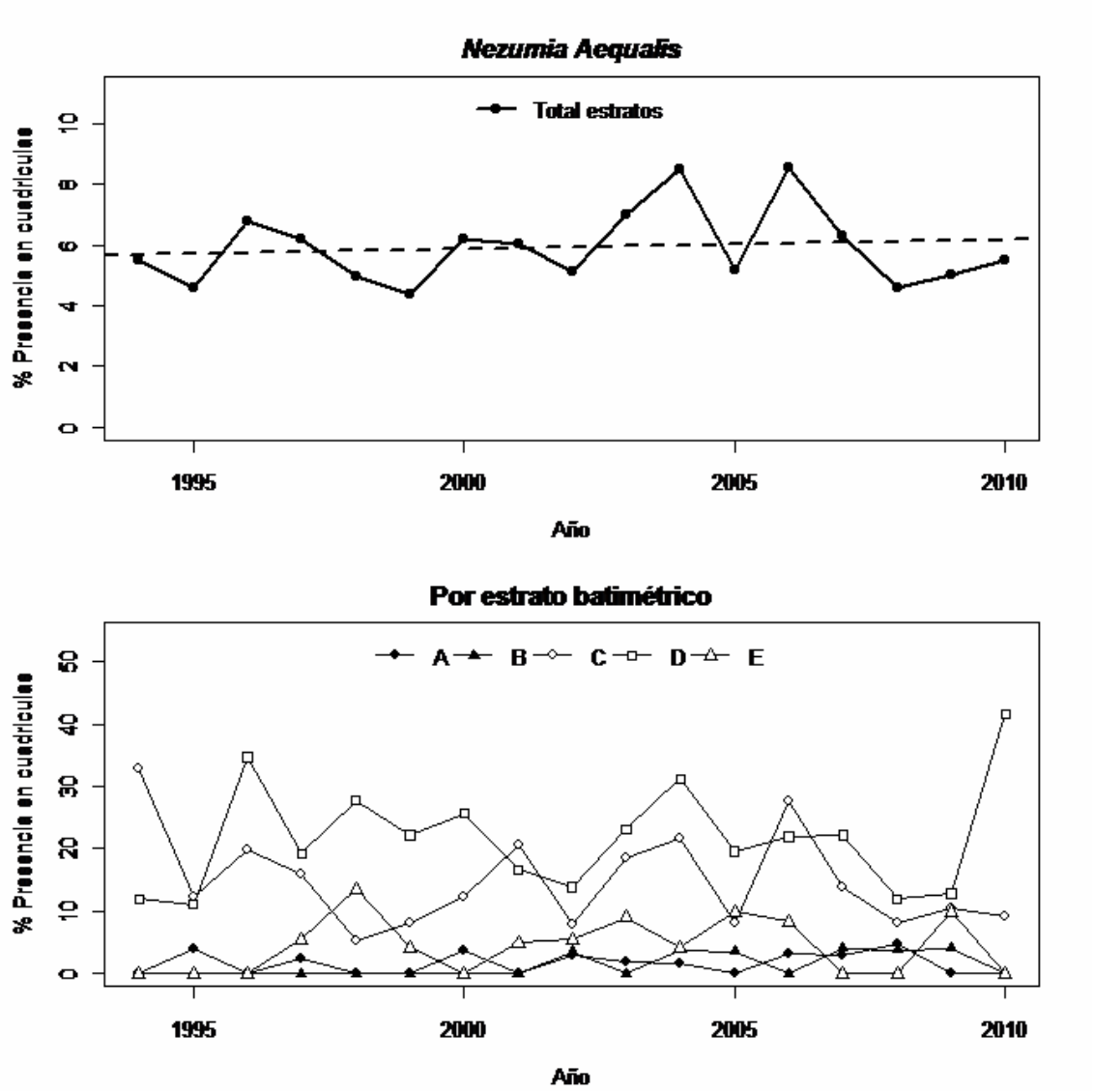


Figura 51. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Nezumia aequalis* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

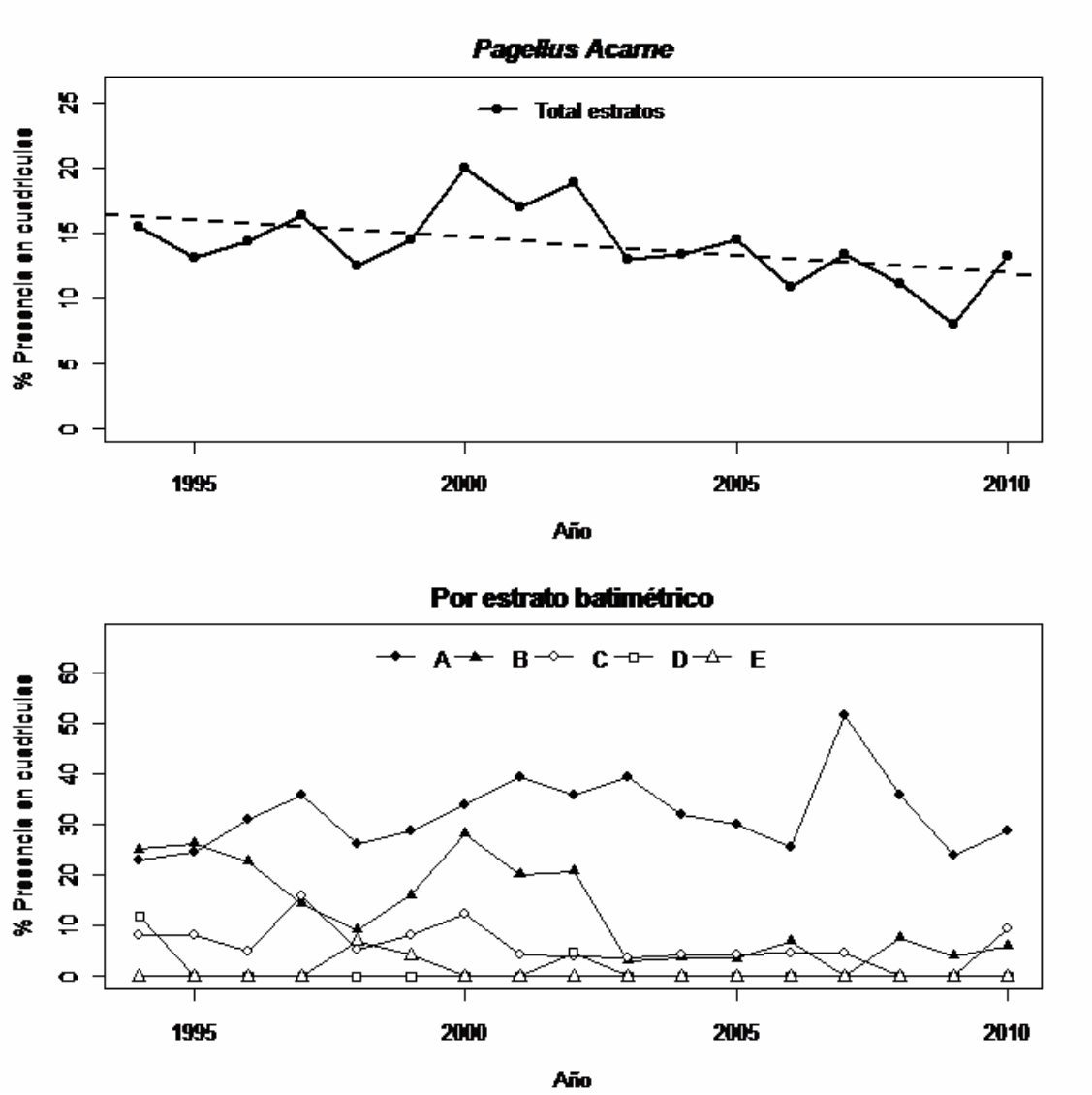


Figura 52. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagellus acarne* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

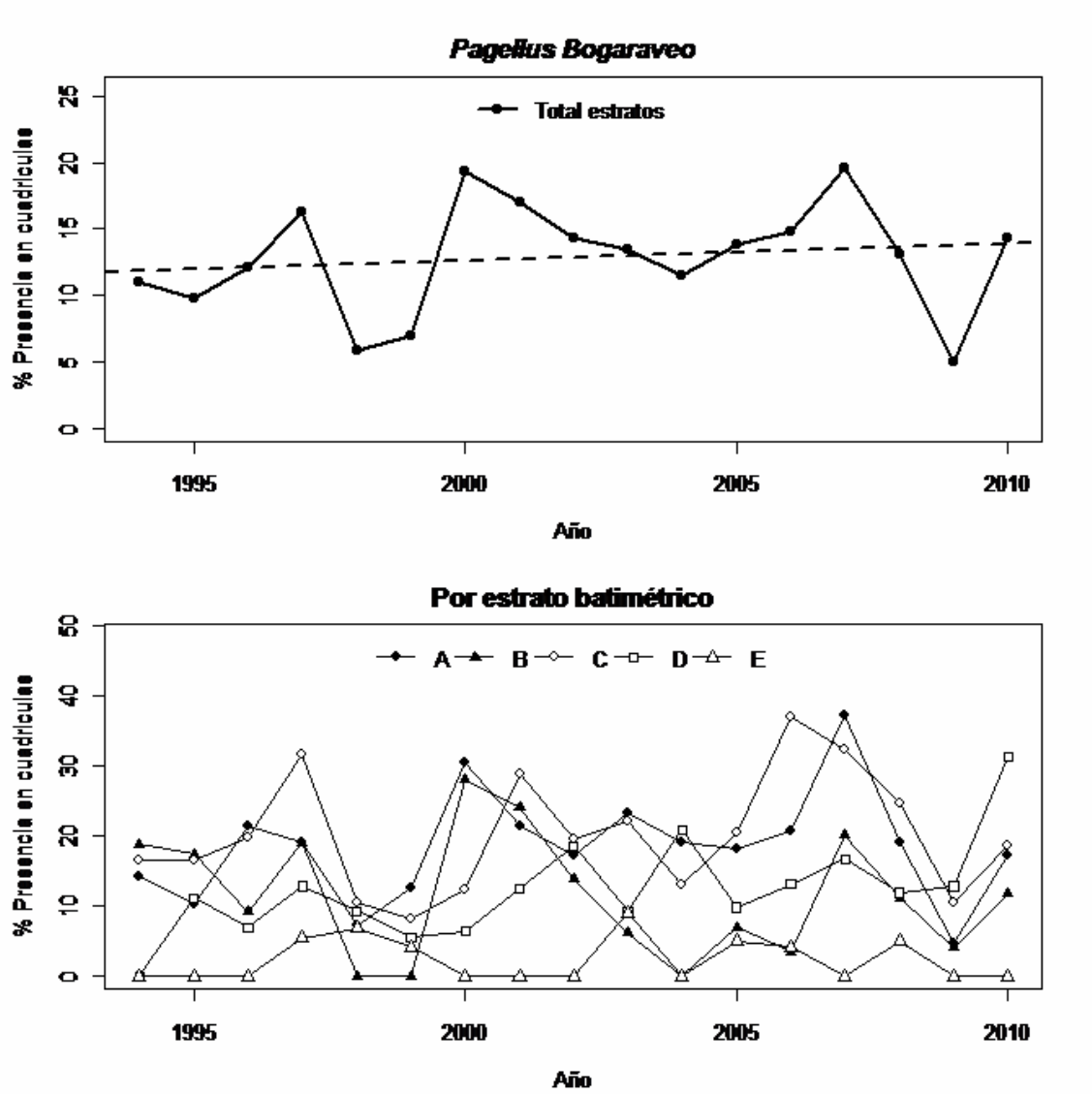


Figura 53. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagellus bogaraveo* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

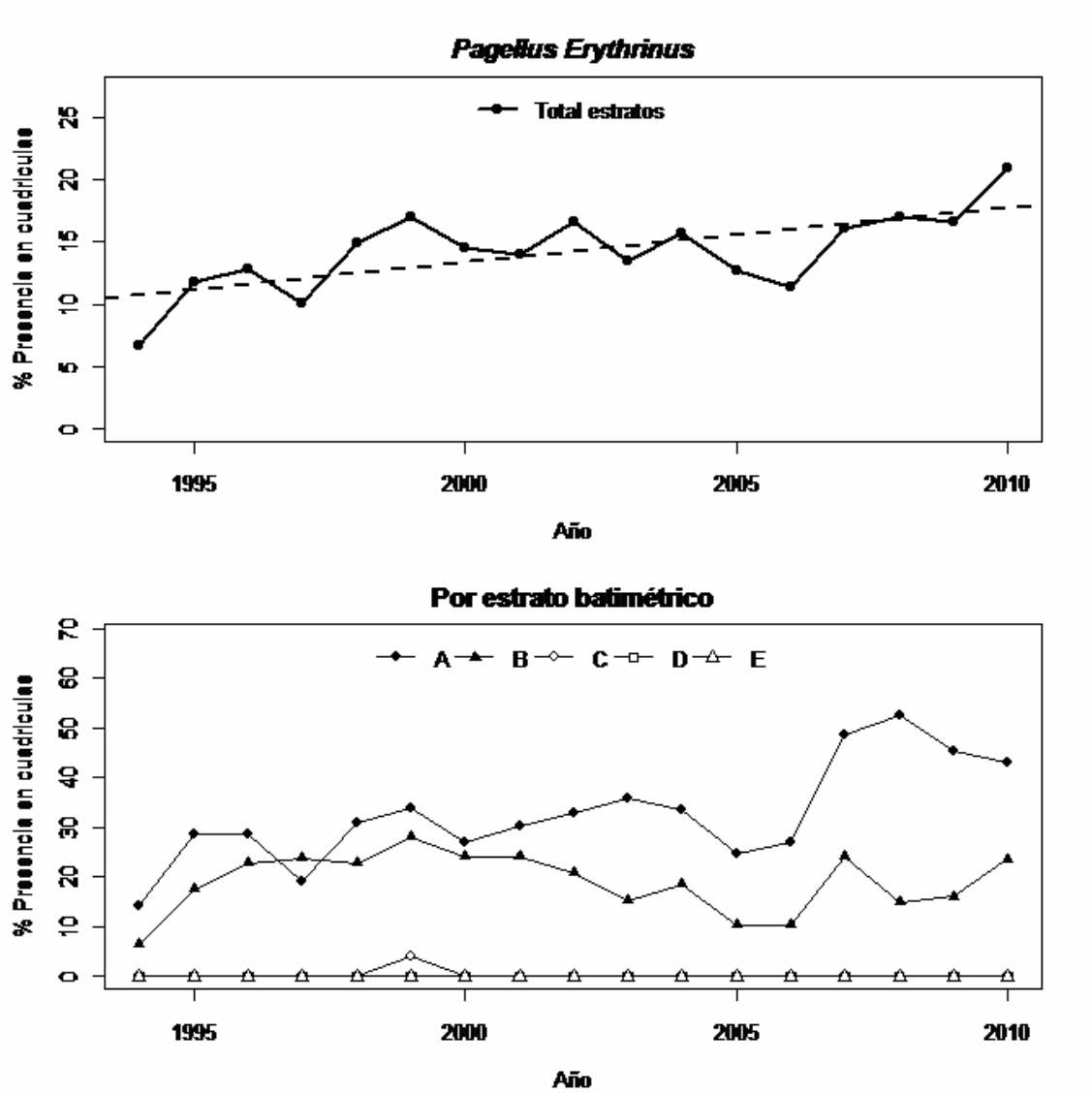


Figura 54. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagellus erythrinus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

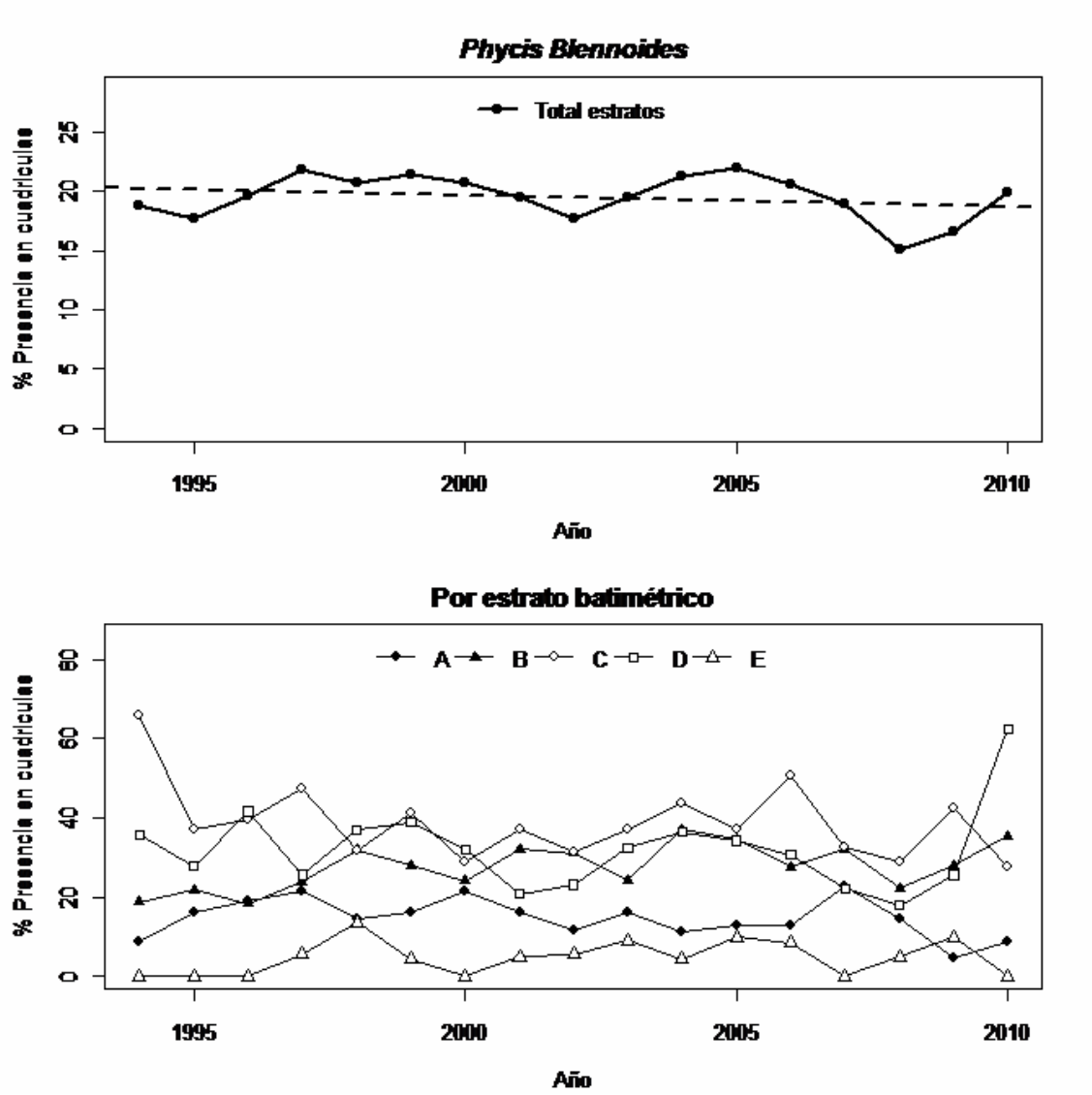


Figura 55. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Phycis blennoides* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

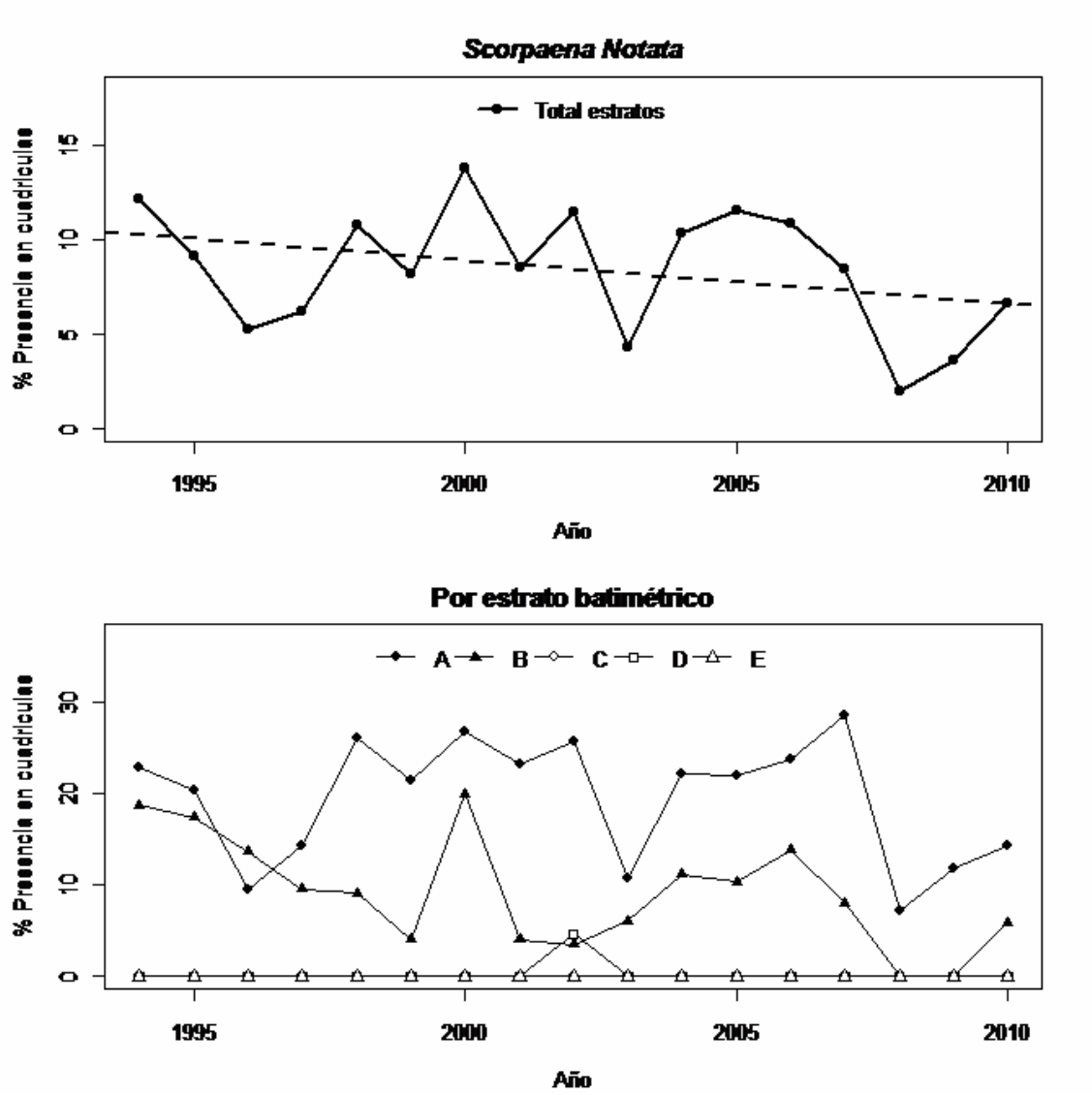


Figura 56. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Scorpaena notata* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

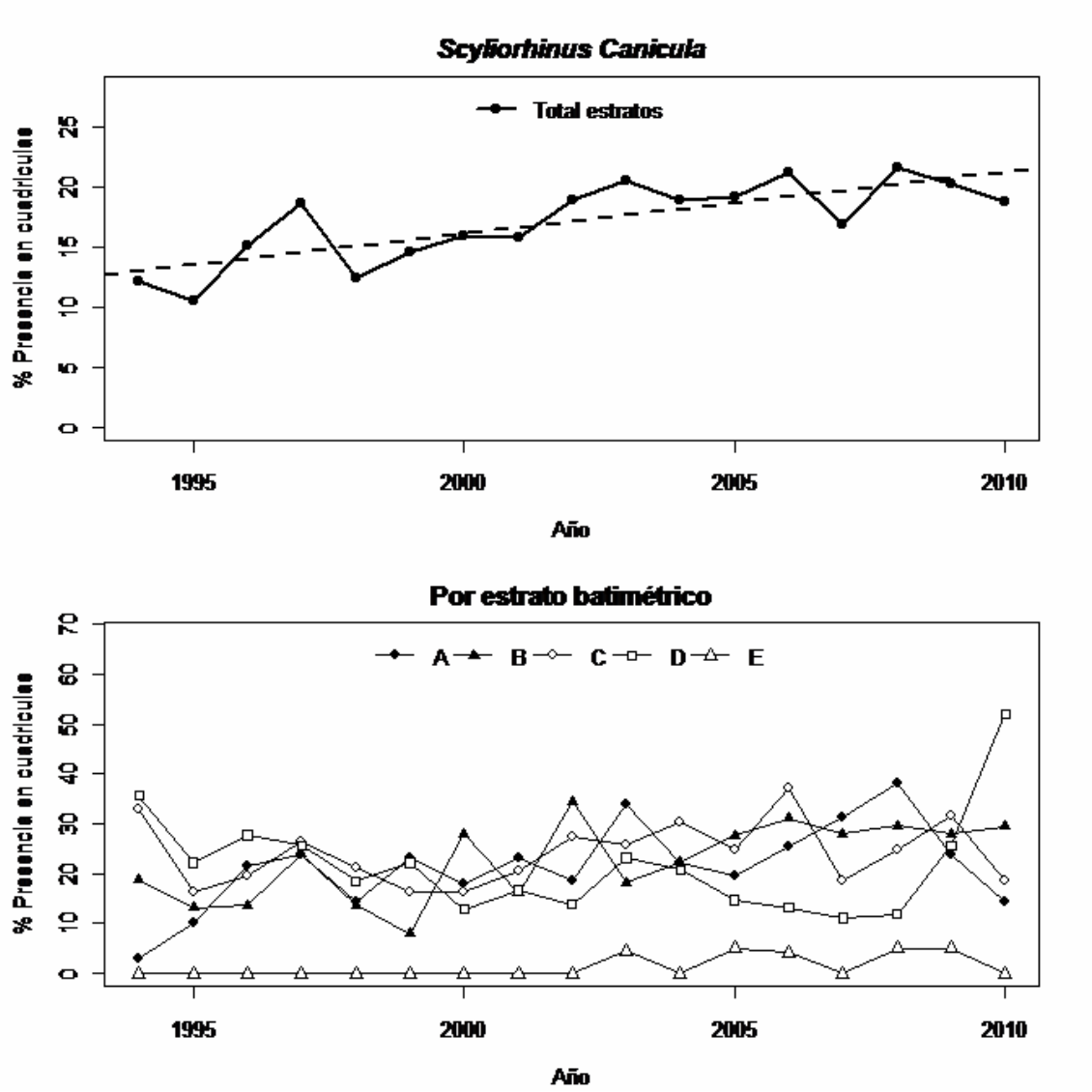


Figura 57. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Scyliorhinus canicula* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

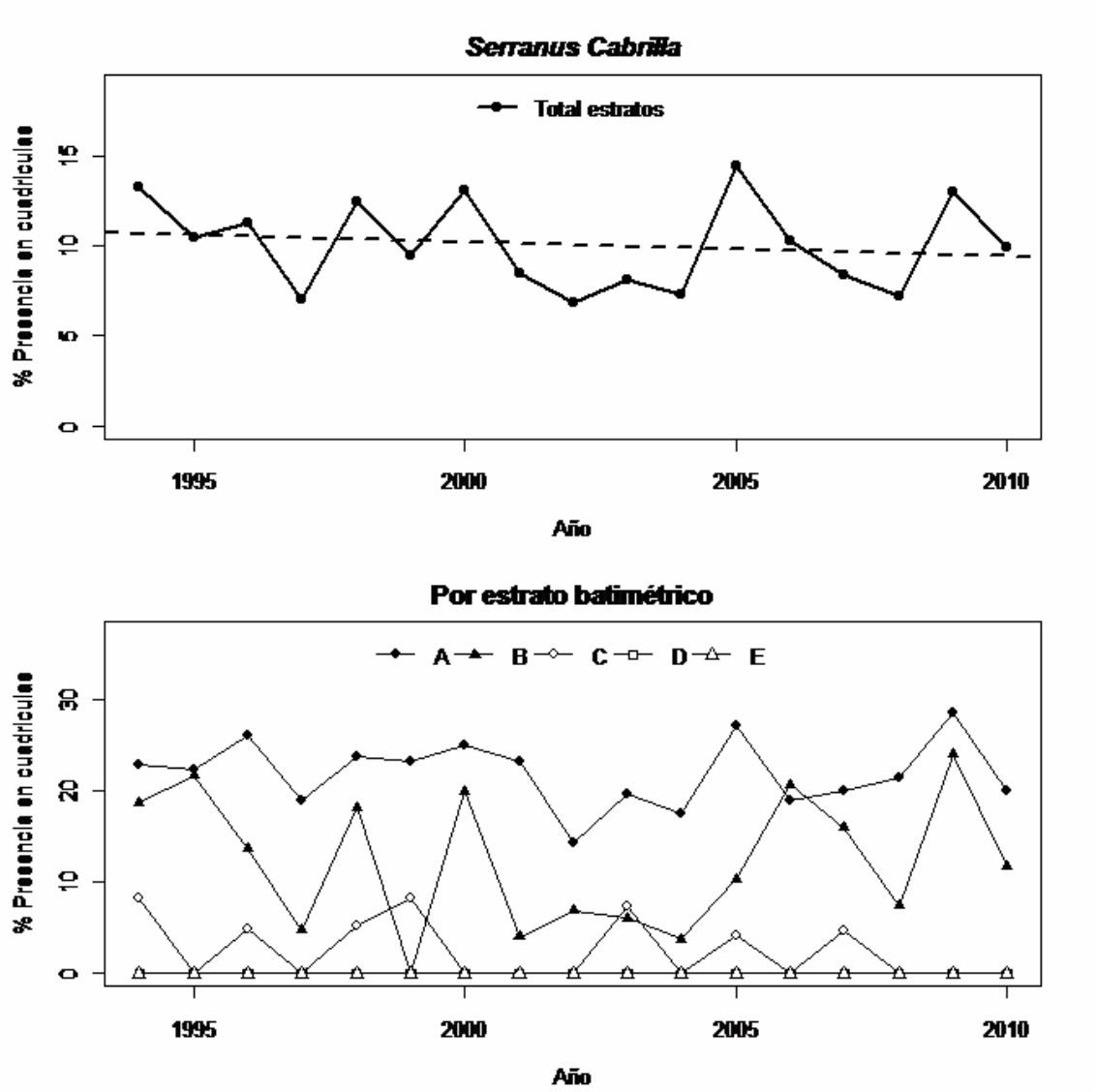


Figura 58. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Serranus cabrilla* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

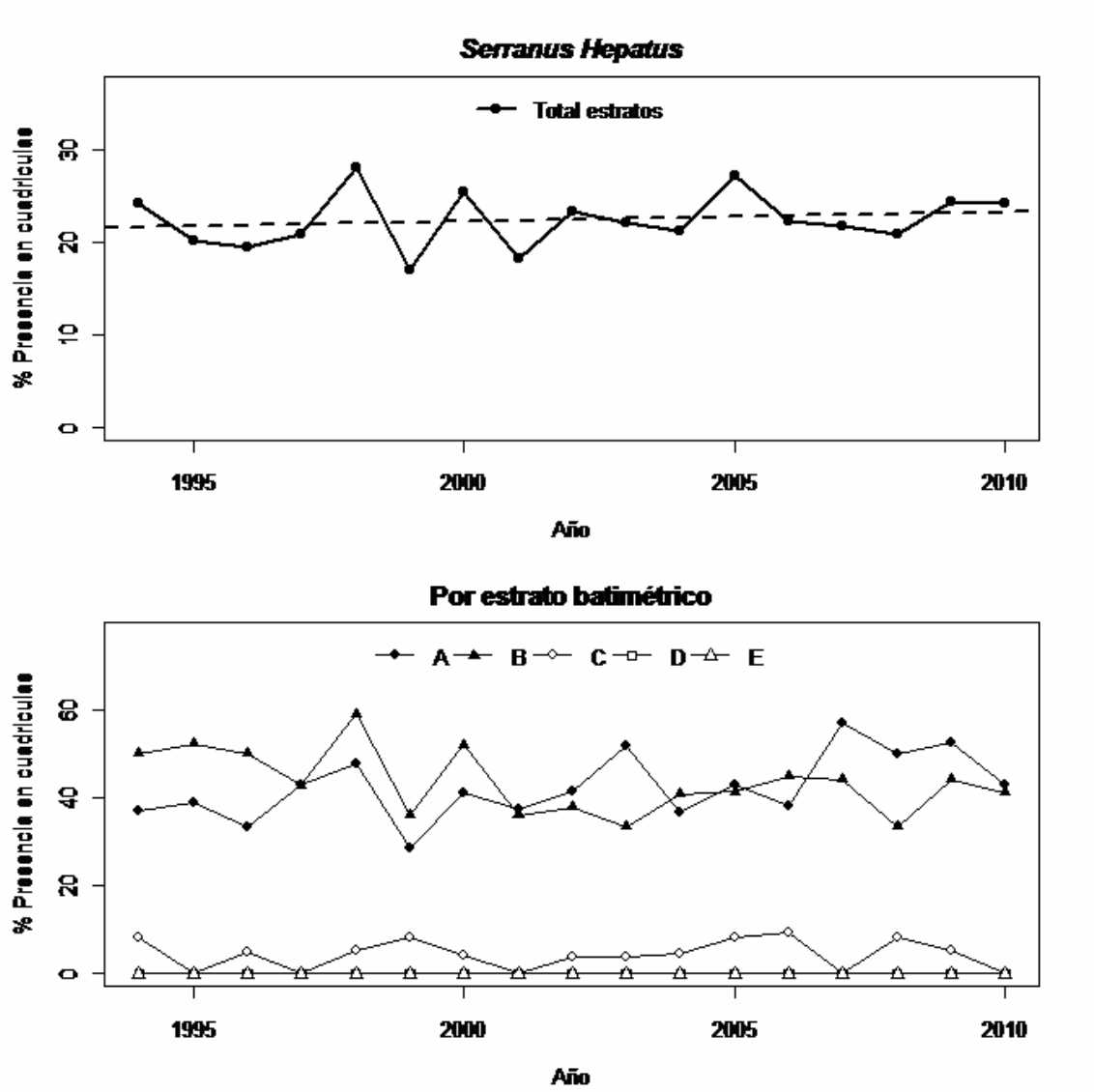


Figura 59. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Serranus hepatus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

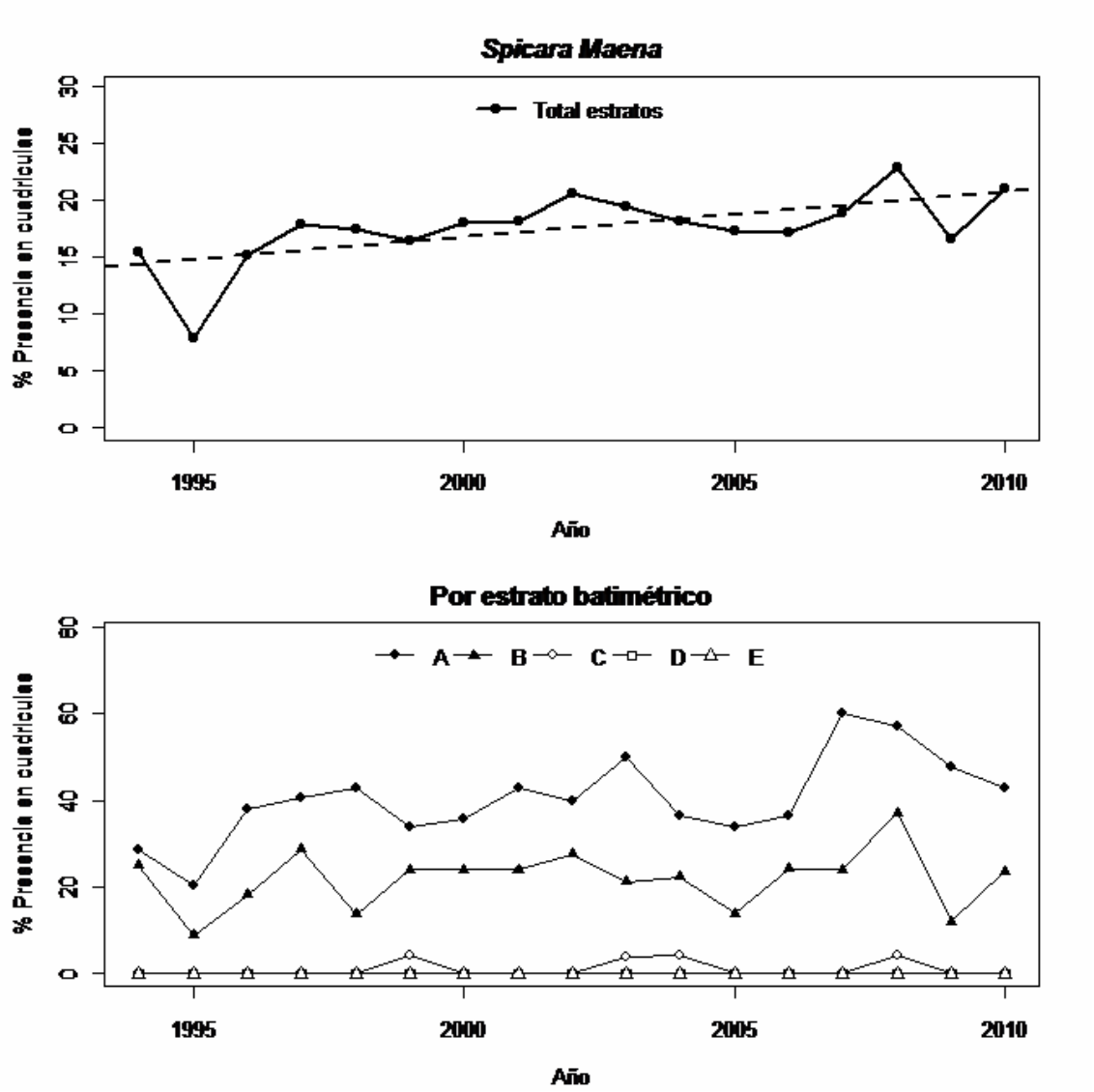


Figura 60. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Spicara maena* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

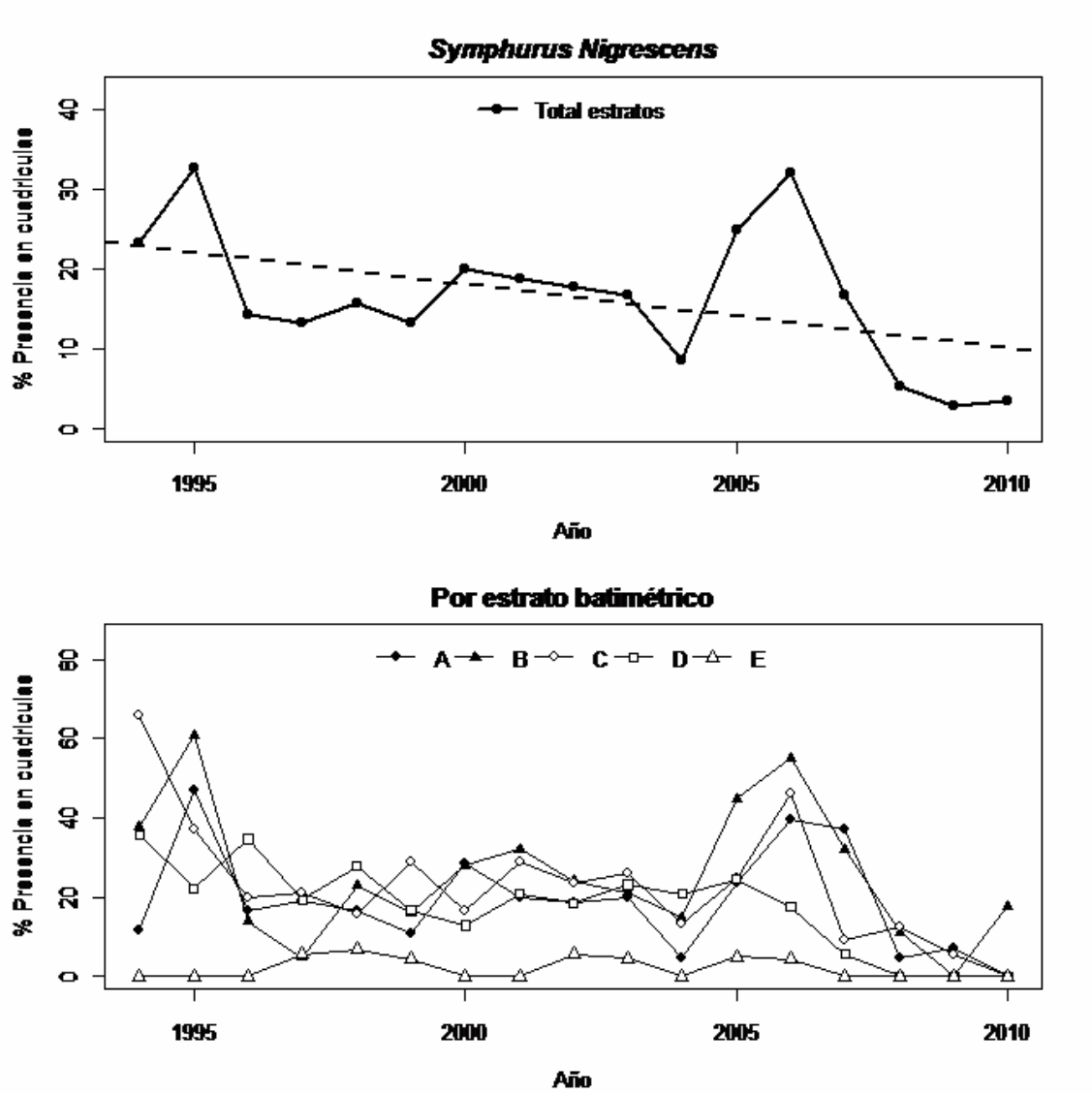


Figura 61. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de Symphurus nigrescens en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

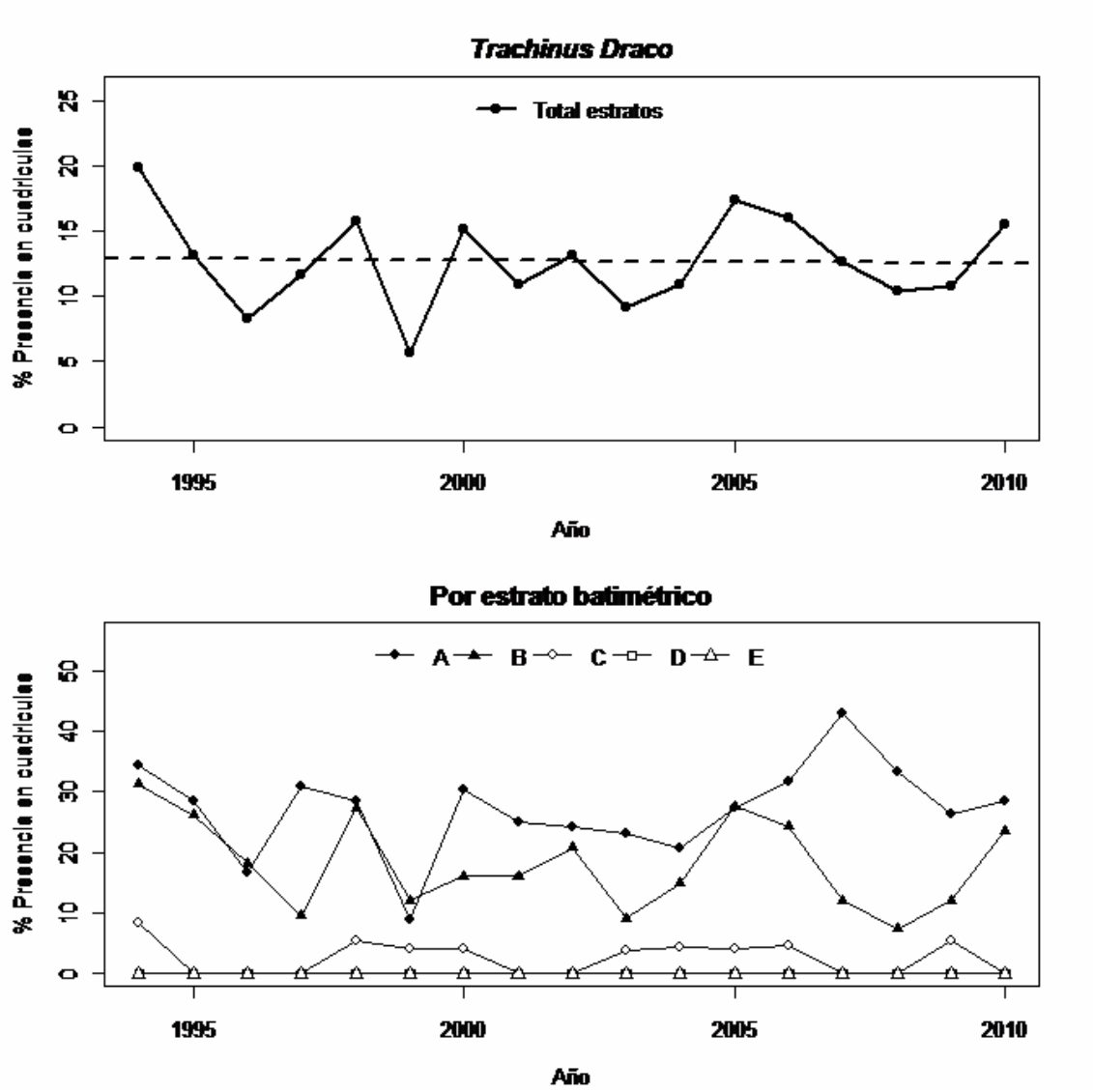


Figura 62. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachinus draco* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

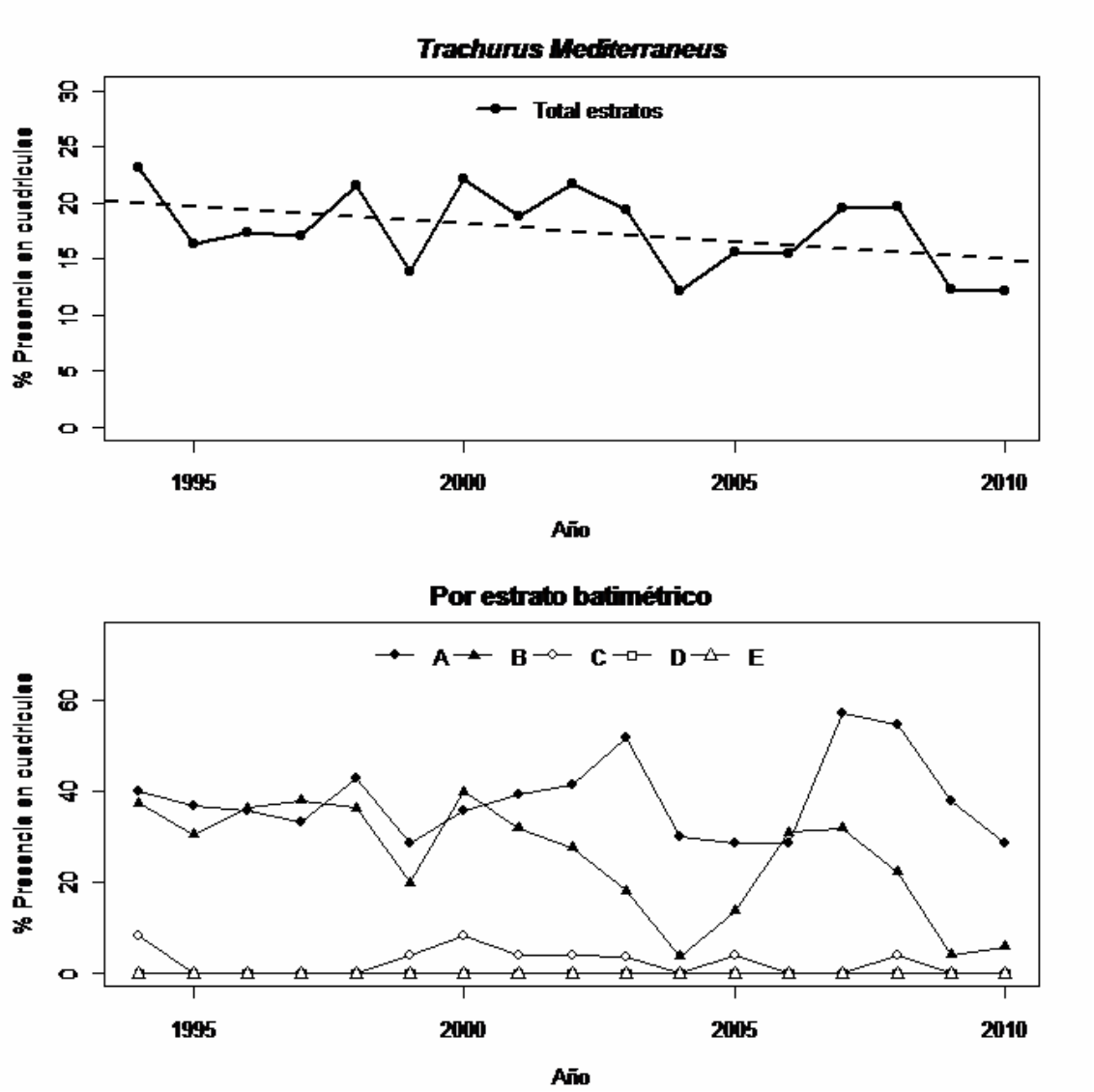


Figura 63. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachurus mediterraneus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

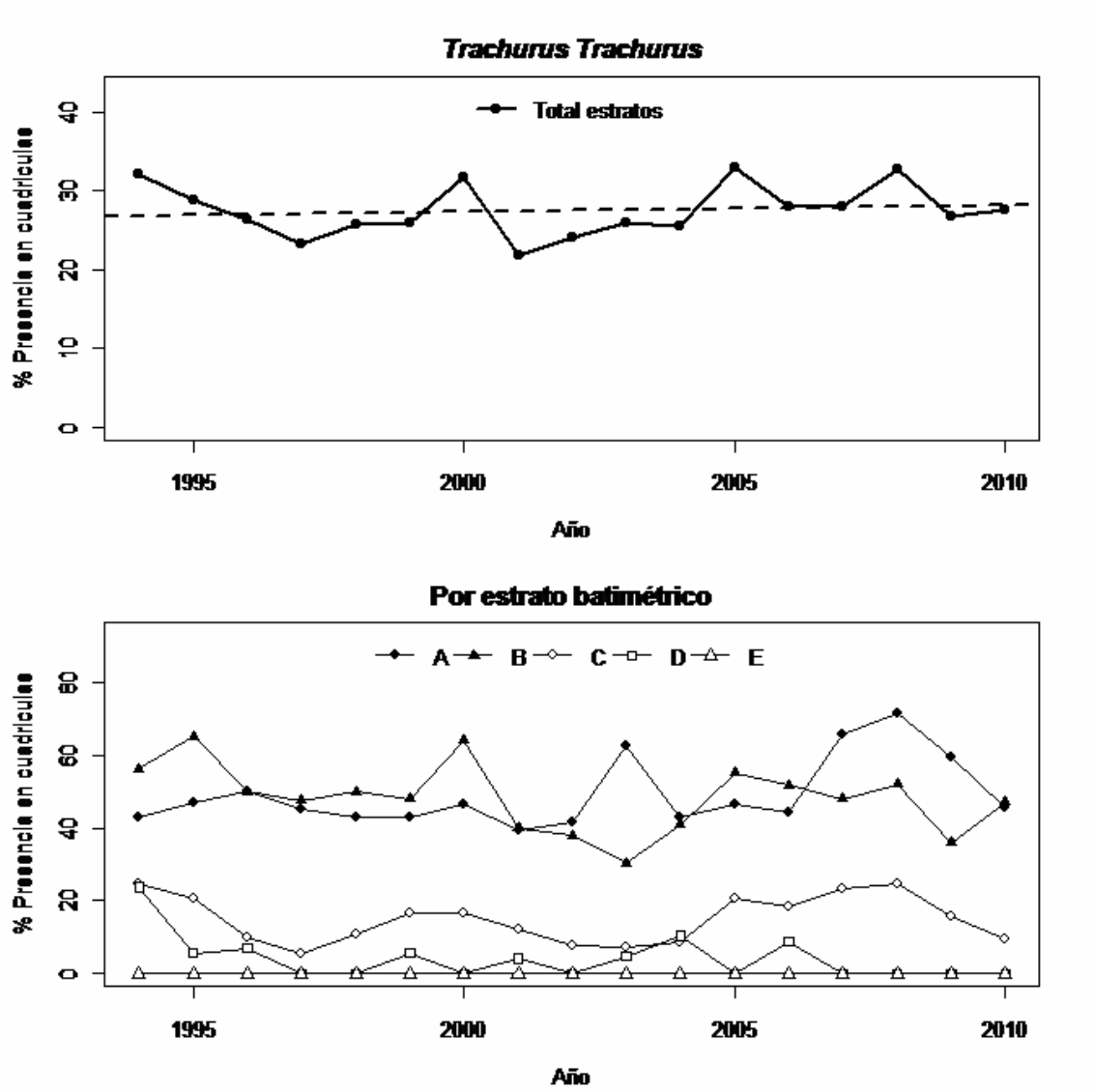


Figura 64. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachurus trachurus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

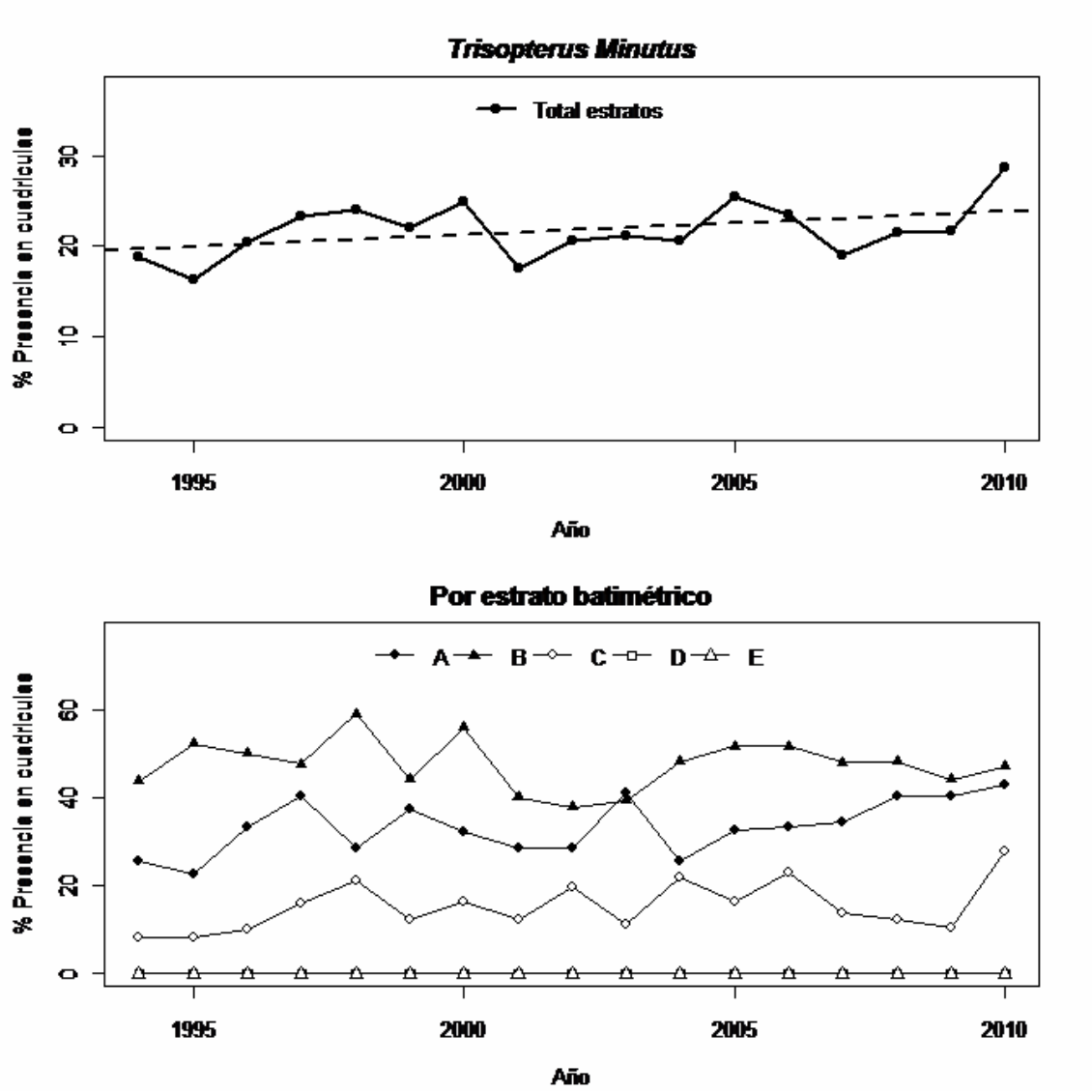


Figura 65. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trisopterus minutus capelanus* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

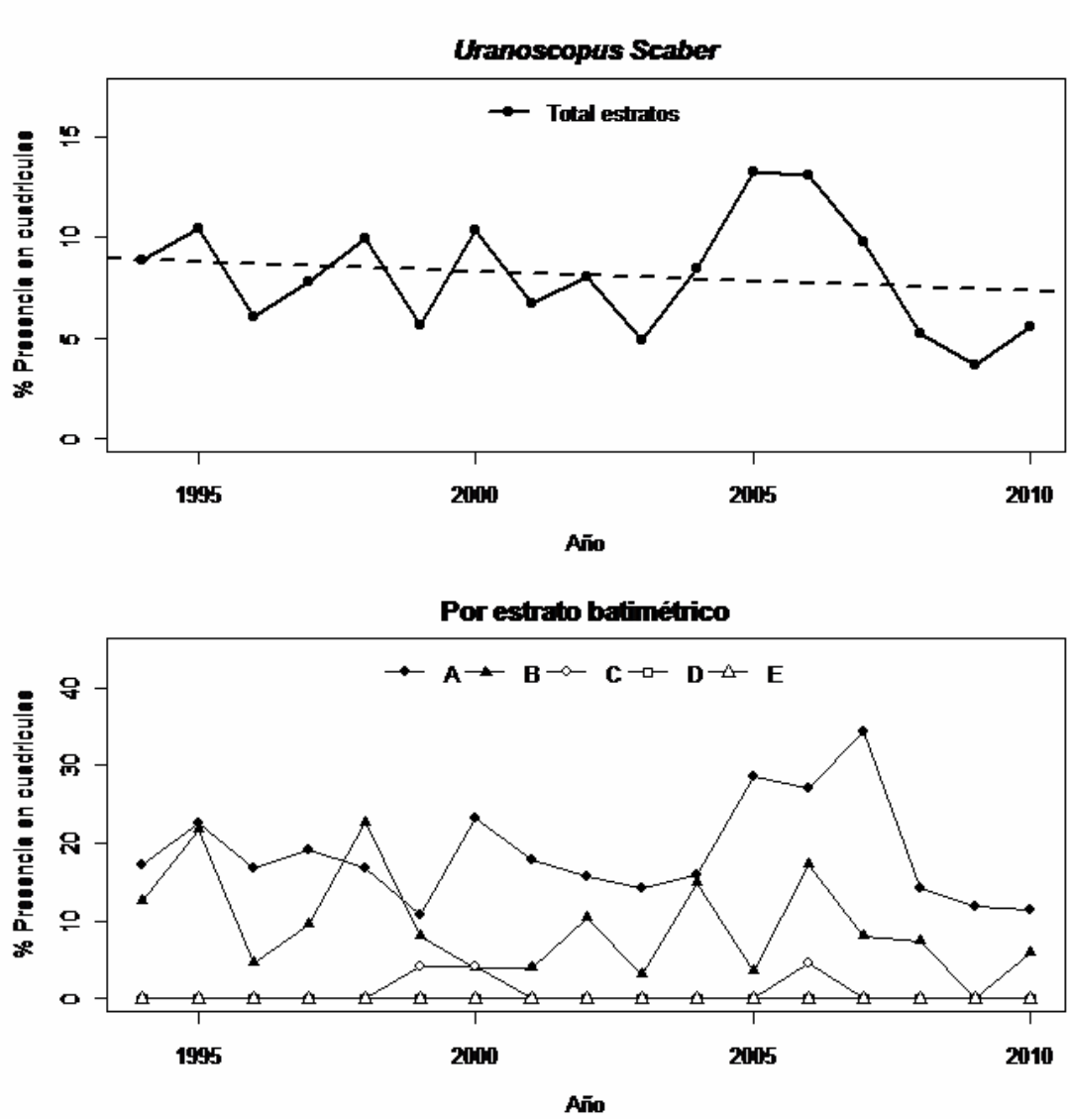


Figura 66. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Uranoscopus scaber* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

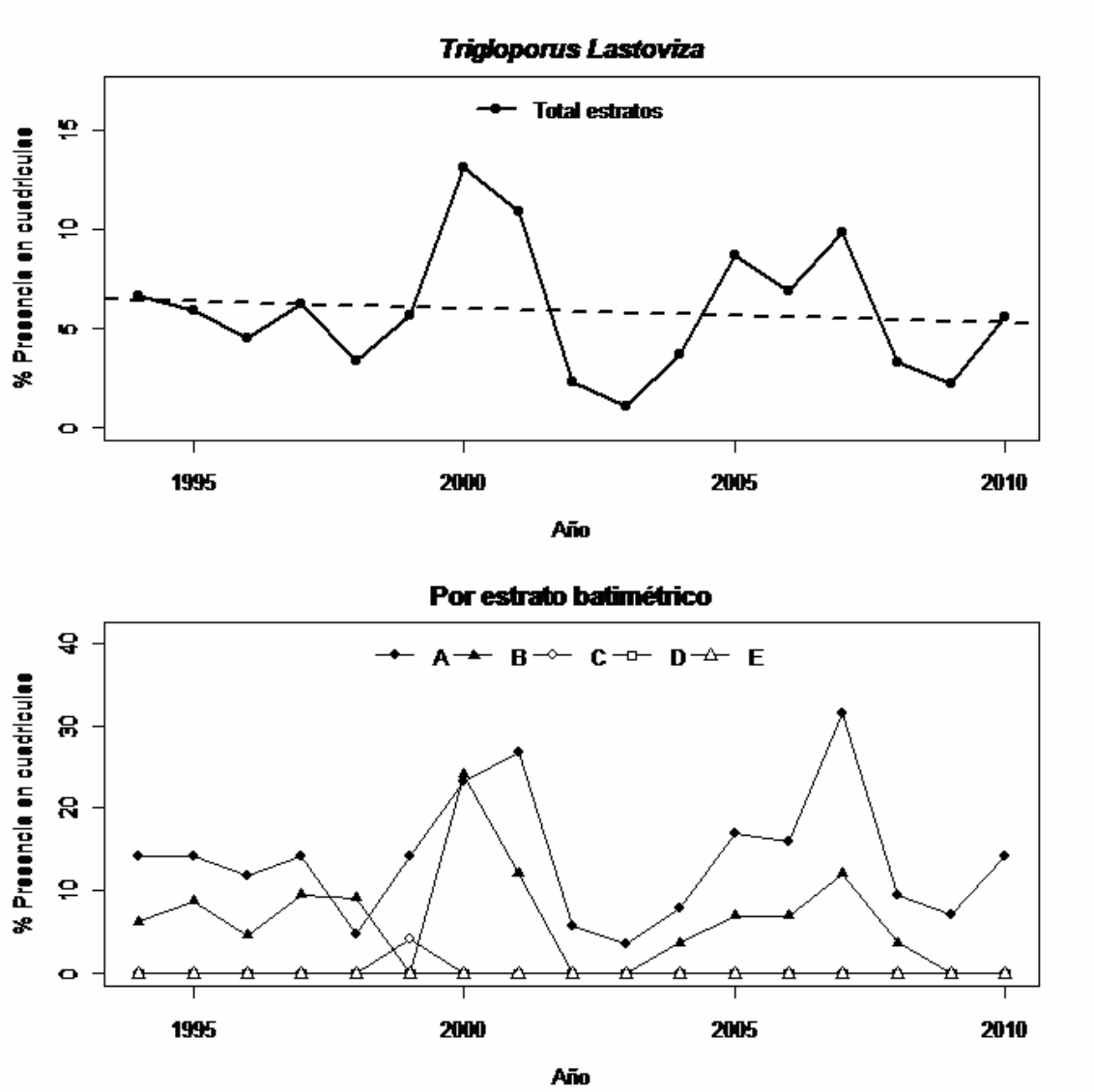


Figura 67. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trigloporus lastoviza* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

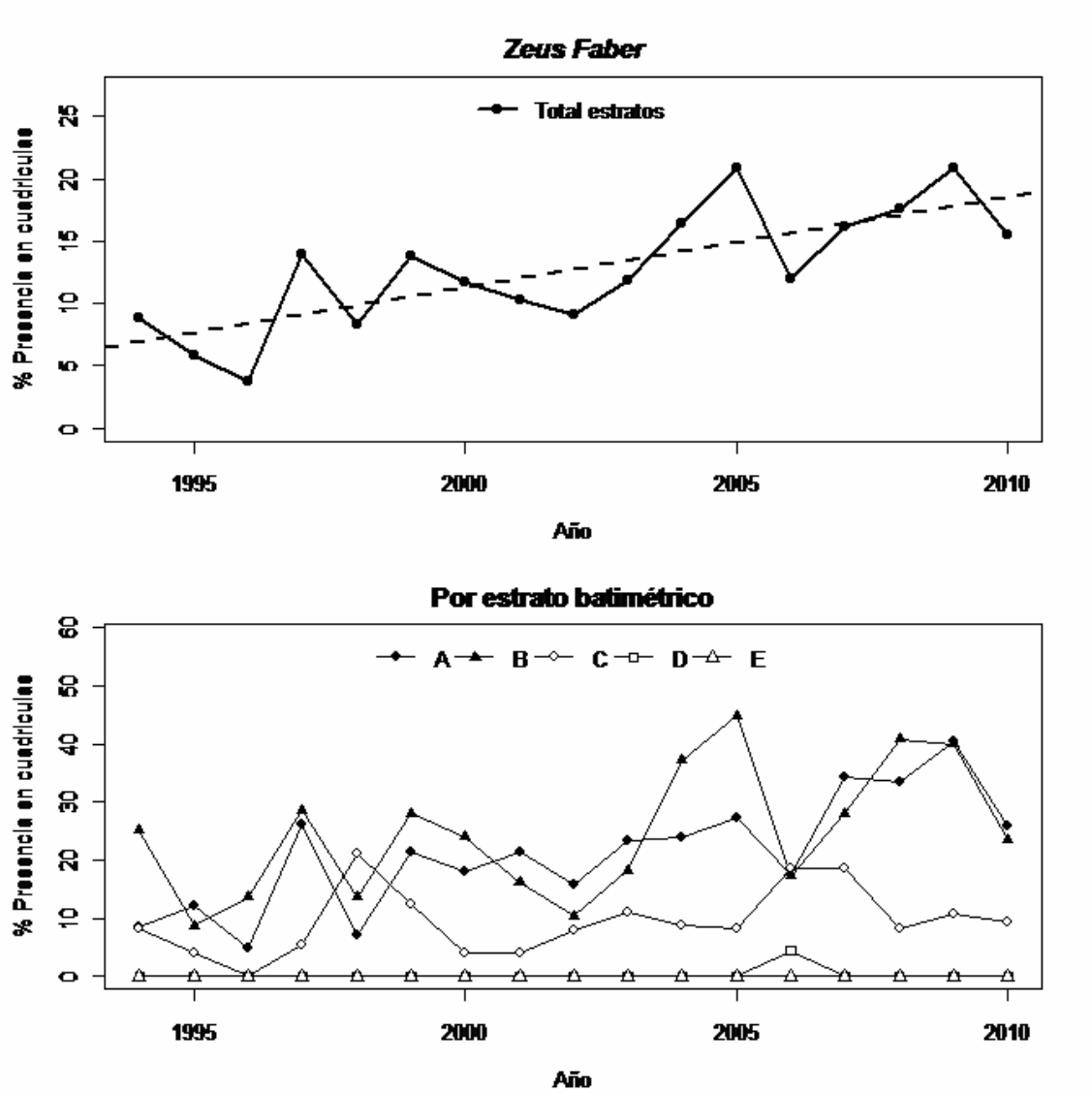


Figura 68. **En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Zeus faber* en los años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadriculas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).**

ISLAS BALEARES

En total se han considerado 34 especies de peces demersales cuya clasificación en cuanto a tipo de estrategia vital puede verse en la *Tabla 7.*

La mayoría de especies de tipo *k* muestran una tendencia estable o significativamente creciente en su rango de distribución *(Figuras 69-102)* como es el caso de *Raja clavata* ($p< 0.01$, R^2=0.61), *Trigla lyra* ($p< 0.001$, $R^2= 0.74$) y *Zeus faber* ($p<0.01$, $R^2= 0.65$); con la única excepción de *Helicolenus dactylopterus* ($p<0.05$, R^2=0.45), que muestra una tendencia decreciente *(Tabla 25).* La mayoría de las especies de tipo *r* muestran una evolución del rango de distribución estable, exceptuando *Arnoglossus rueppeli* ($p< 0.05$, $R^2= 0.46$), *Lepidotrigla cavillone* ($p < 0.0001$, $R^2= 0.86$) y *Chlorophthalmus agassizi* ($p< 0.05$, $R^2= 0.35$), que muestran una tendencia decreciente, y *Arnoglossus thori* ($p< 0.01$, $R^2= 0.52$), que muestra una tendencia creciente *(Tabla 26).*

En cuanto al patrón de distribución dentro del rango de distribución *(Figuras 69-102)* cabe destacar que la mayoría de especies presentan un patrón similar a lo largo de toda la serie histórica de datos analizada. Parte de estas especies que no muestran variaciones presentan un estrato batimétrico determinado en el que para la mayoría de años el porcentaje de aparición es más elevado que el del resto de estratos donde las especies están presentes (casos de *A. rueppeli, A. thori, Chelidonichthys cuculus, Chelidonichthys lastoviza, C. agassizi, Coelorinchus caelorhincus, Gadiculus argenteus, Galeus melastomus, H. dactylopterus, Merluccius merluccius, Micromesistius poutassou, Mullus barbatus, Nezumia aequalis, Pagellus erythrinus, Peristedion cataphractum, R. clavata, Scorpaena notata, Scorpaena scrofa, Scyliorhinus canicula, Serranus cabrilla, Trachinus draco* y *Trisopterus minutus*); mientras que otras especies presentan dos estratos con porcentajes de aparición similares y más elevados que en el resto de estratos y que se van alternando en importancia a lo largo de la serie histórica (casos de *Citharus linguatula, L. cavillone, Mullus surmuletus, Pagellus acarne, Phycis blennoides, Serranus hepatus, Synchiropus phaeton* y *Z. faber*). Por último, parece que algunas especies como *Glossanodon leioglossus*, *Lepidorhombus boscii* y *T. lyra* podrían haber cambiado su patrón de distribución durante la serie histórica de datos analizada. Así, *G. leioglossus* mostró los porcentajes de aparición más importantes entre los 200-500 m de profundidad en el período 2001-2005, mientras que a partir de entonces y hasta la actualidad su porcentaje de aparición se hace más importante entre los 100-200 m. En el caso de *L. boscii* parece haber alternancia de los estratos con más porcentaje de aparición (100-200 y 200-500 m) hasta 2005, mientras que a partir de ese año aumenta su porcentaje de aparición en la franja batimétrica de 100-200 m, que se mantiene como la más importante hasta la actualidad. El mismo comportamiento que para *L. boscii*, y con los mismos estratos, se puede observar para *T. lyra*, aunque en este caso el aumento en la franja batimétrica de 100-200 m se inicia en el 2006. Éste último parece ser el único caso en que el aumento en el rango de distribución podría ser explicado por un cambio en el patrón de distribución, que haría que esta especie mantuviera los porcentajes de aparición estables en todos los estratos excepto el de 100-200 m, donde aumenta de forma significativa ($p< 0.001$, $R^2= 0.78$).

A modo de resumen, para las especies con tendencias significativas se han desarrollado mapas anuales de presencia en las cuadrículas del área de estudio (Apéndice 1). En ellos puede apreciarse como *A. rueppeli*, *C. agassizi*, *H. dactylopterus* y *L. cavillone,* que muestran una tendencia decreciente en su rango de distribución, van haciendose cada vez menos frecuentes en las cuadrículas del estrato que ocupan mayoritariamente *(ver figuras del Anexo II)*. Lo mismo, pero

con una tendencia creciente, sucede a *A. thori* que se hace cada vez más frecuente en las cuadrículas situadas entre 50 y 100 m de profundidad donde se distribuye mayoritariamente , y a *R. clavata* y *Z. faber*, que parecen elevar su presencia en la franja batimétrica entre 50 y 200 m *(Figuras Anexo II)*. Por otro lado, *T. lyra*, no sólo aumenta su frecuencia de aparición en los estratos 100-200 y 200-500 m, en los que está presente desde el inicio de la serie, sinó que además a partir de 2006 su frecuencia de aparición en 100-200 m es cada vez más importante hasta aparecer en todas las cuadrículas excepto una en el 2011 *(Anexo II)*

Un total de 32 de las 34 especies estudiadas cumplen con los criterios de Buen Estado Ambiental (BEA) definidos en el apartado 2.3.1.3.1. de métodos para el criterio 1.1.1. El test binomial detectó diferencias significativas respecto a una proporción de 50:50 de especies que cumplen/no cumplen el BEA, tanto respecto al total de especies (32/2; $p < 0.001$), como para especies tipo *k* (23/1; $p < 0.02$) y especies tipo *r* (9/1; $p < 0.001$) analizadas por separado. Por tanto se puede afirmar que en los fondos circalitorales blandos y a nivel de comunidad de peces demersales, las Islas Baleares presentan en general un buen estado ambiental. Este dato viene reforzado por el hecho de que, entre las especies que presentan un buen estado ambiental, se encuentran todas las especies de elasmobranquios que cumplen los criterios de selección de especies (ver apartado 2.3.1.3.1.): los tiburones *S. canicula* y *G. melastomus*, y la raya *R. clavata*. Estas especies, además de ser los elasmobranquios más frecuentes en las campañas analizadas, son las especies más comercializadas en las Islas Baleares. *R. clavata* y *S. canicula* representan un 50 y un 47% de la biomasa desembarcada de elasmobranquios proveniente de pescas llevadas a cabo por la flota de arrastre sobre la plataforma continental, mientras que *G. melastomus* representa un 50% de la biomasa desembarcada de elasmobranquios proveniente de pescas de arrastre en el talud (Guijarro *et al.,* 2012). Los elasmobranquios son considerados indicadores de la presión pesquera debido a su alta vulnerabilidad y baja capacidad de recuperación (Stevens *et al*., 2000). En el diagnóstico de las poblaciones de los elasmobranquios en las Islas Baleares efectuado por Guijarro et al. (2012) y basado en CPUEs de la flota comercial de arrastre y en campañas científicas se indica que parece haber señales de recuperación en la última década para estas especies. Si tenemos en cuenta que ese estudio se basa en especies especialmente vulnerables, puede servir para validar los resultados presentados para el criterio 1.1 Distribución de las especies, en el que se incluyen una mayoría de teleósteos, supuestamente menos vulnerables a los efectos de la pesca.

Tabla 25. **Estado ambiental de las especies estrategas de la k en términos de patrón de distribución espacial. En "estado ambiental" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios del BEA, respectivamente, en base a la tendencia en el porcentaje de cuadrículas con presencia a lo largo de la serie histórica (E: estable, D: decreciente, C: creciente).**

Especie	Tendencia % cuadrículas	Estado ambiental
Lepidorhombus boscii	E	1
Raja clavata	C	1
Scorpaena scrofa	E	1
Trigla lyra	C	1
Galeus melastomus	E	1
Helicolenus dactylopterus	D	0
Merluccius merluccius	E	1
Phycis blennoides	E	1
Scyliorhinus canicula	E	1
Zeus faber	C	1

Tabla 26. **Estado ambiental de las especies estrategas de la r en términos de patrón de distribución espacial. En "estado ambiental" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios del BEA, respectivamente, en base a la tendencia en el porcentaje de cuadrículas con presencia a lo largo de la serie histórica (E: estable, D: decreciente, C: creciente).**

Especie	Tendencia % cuadrículas	Estado ambiental
Arnoglossus rueppelii	D	1
Coelorinchus caelorhincus	E	1
Citharus linguatula	E	1
Gadiculus argenteus	E	1
Lepidotrigla cavillone	D	1
Micromesistius poutassou	E	1
Mullus barbatus	E	1
Mullus surmuletus	E	1
Nezumia aequalis	E	1
Pagellus acarne	E	1
Serranus hepatus	E	1
Synchiropus phaeton	E	1
Trisopterus minutus	E	1
Arnoglossus thori	C	0
Blennius ocellaris	E	1
Chelidonichthys cuculus	E	1
Chelidonichthys lastoviza	E	1
Chlorophthalmus agassizi	D	1
Glossanodon leioglossus	E	1
Pagellus erythrinus	E	1
Peristedion cataphractum	E	1
Scorpaena notata	E	1
Serranus cabrilla	E	1
Trachinus draco	E	1

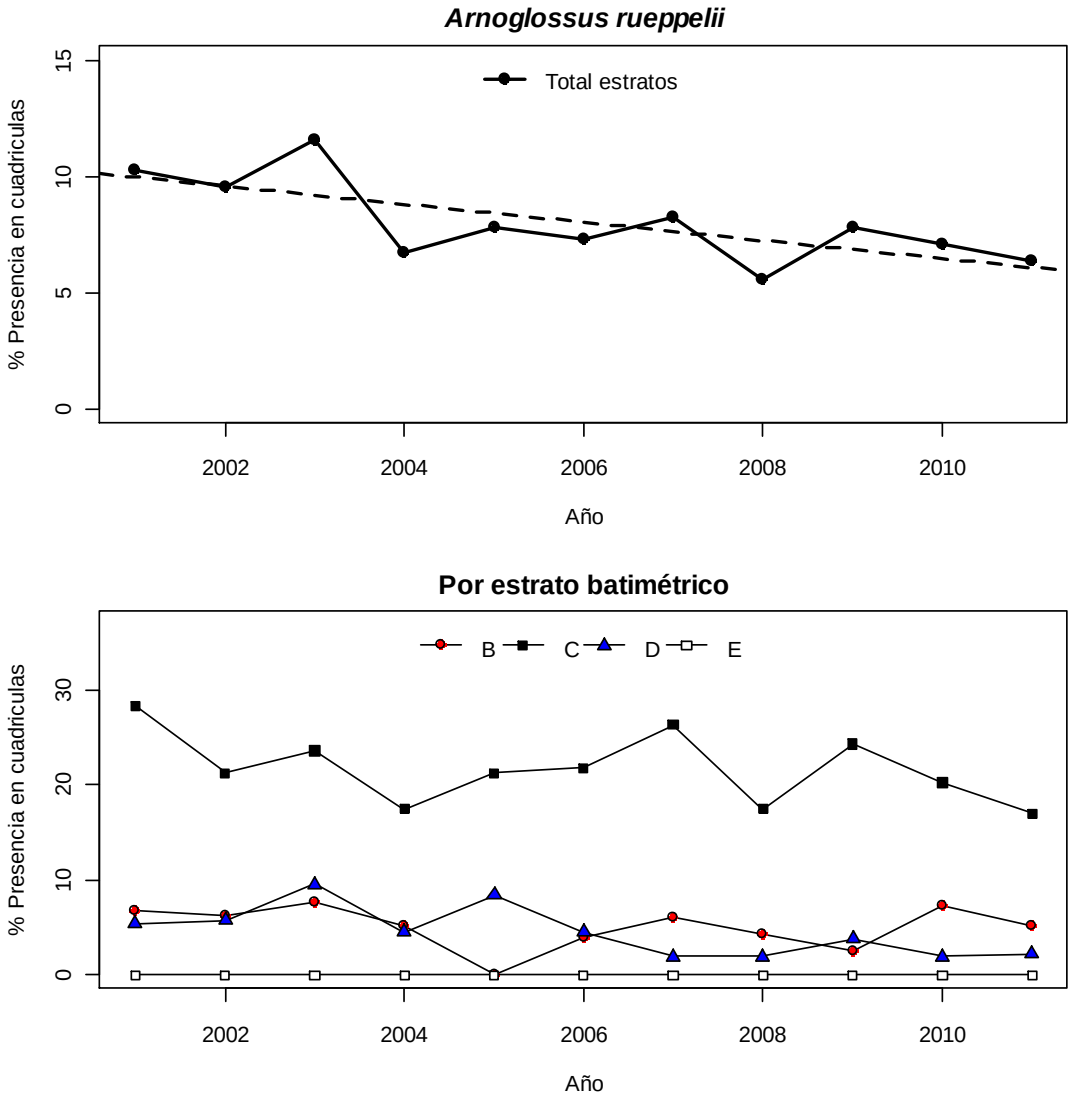


Figura 69. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Arnoglossus rueppeli* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

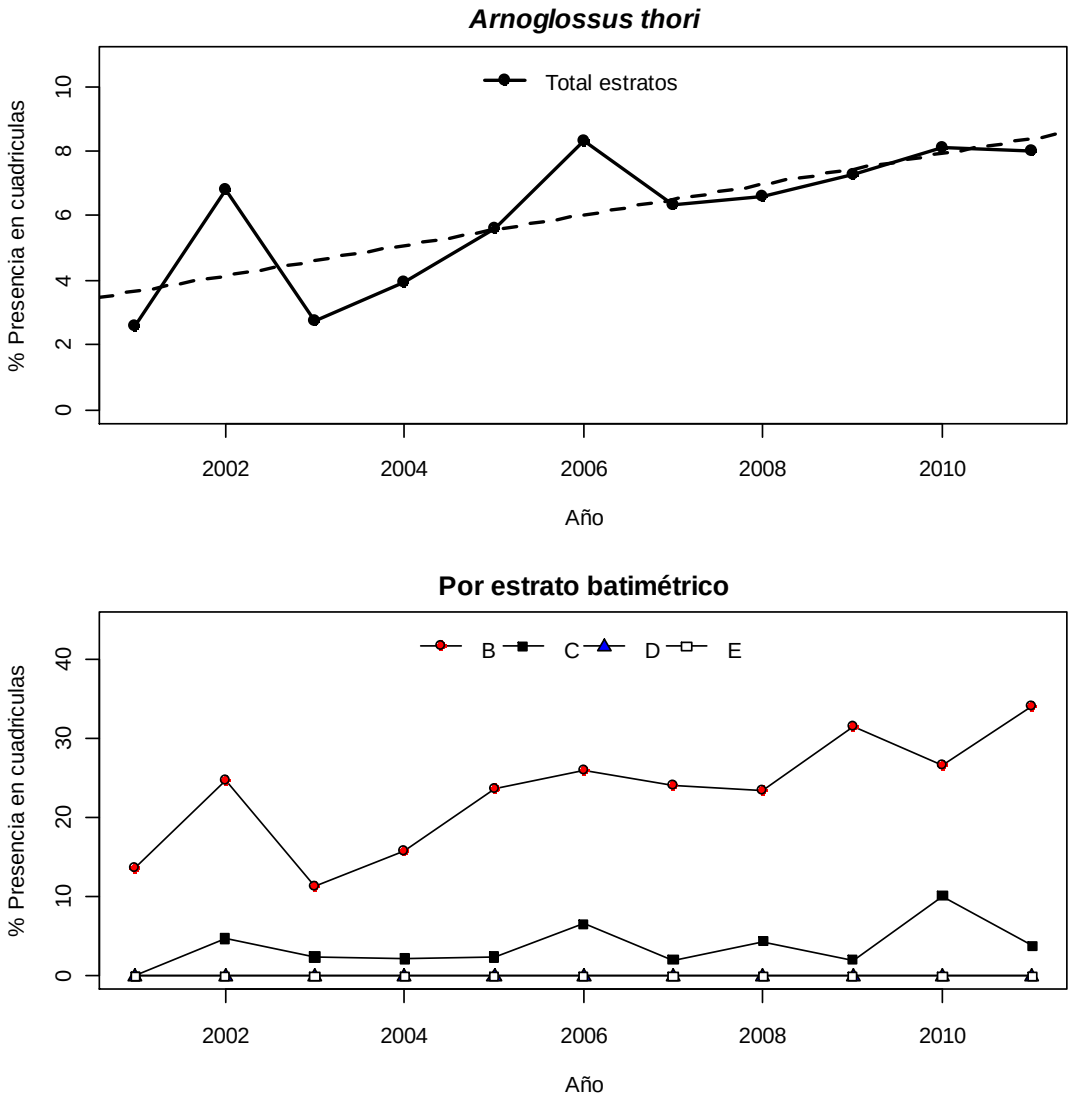


Figura 70. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Arnoglossus thori* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

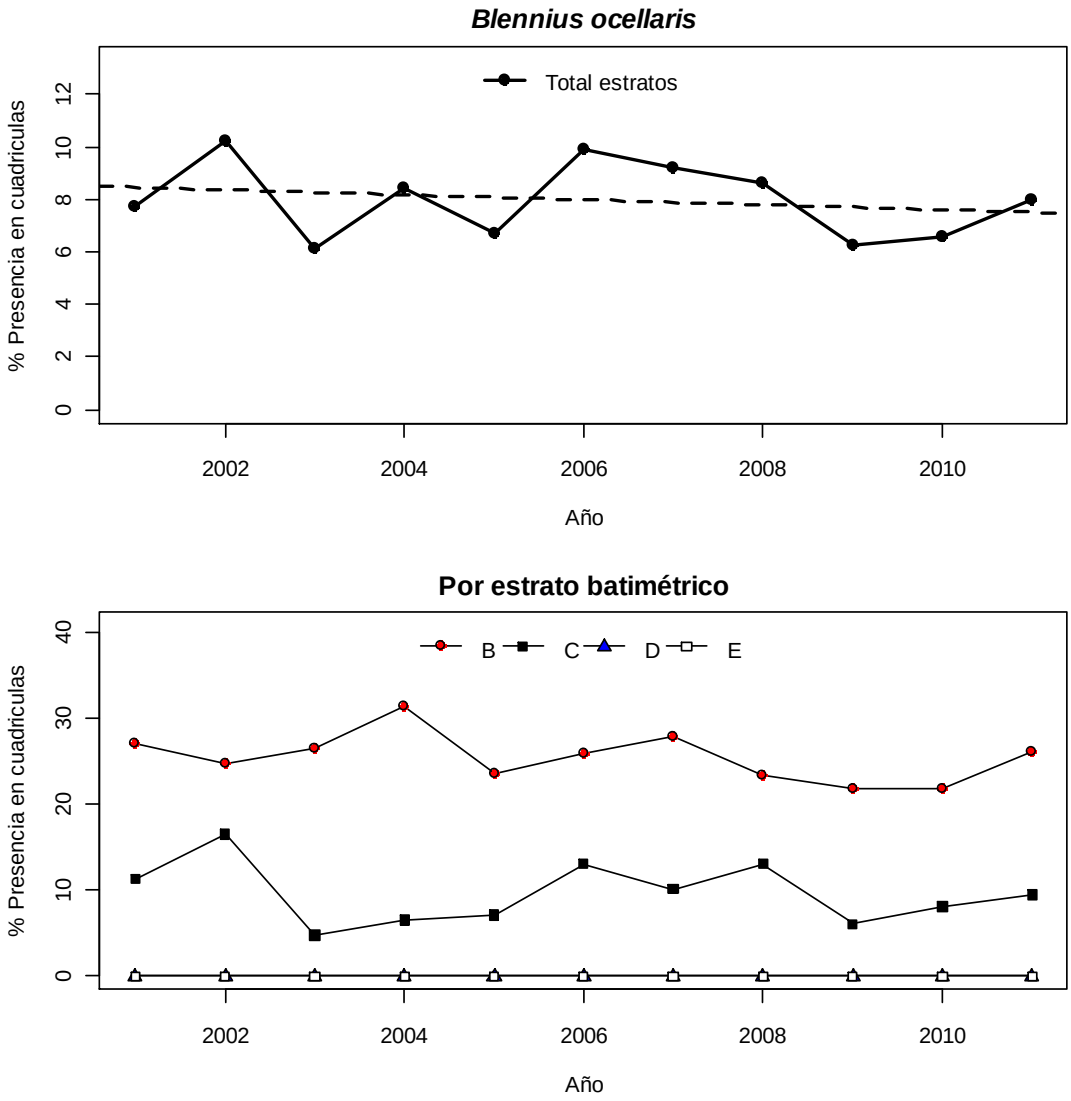


Figura 71. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Blennius ocellaris* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

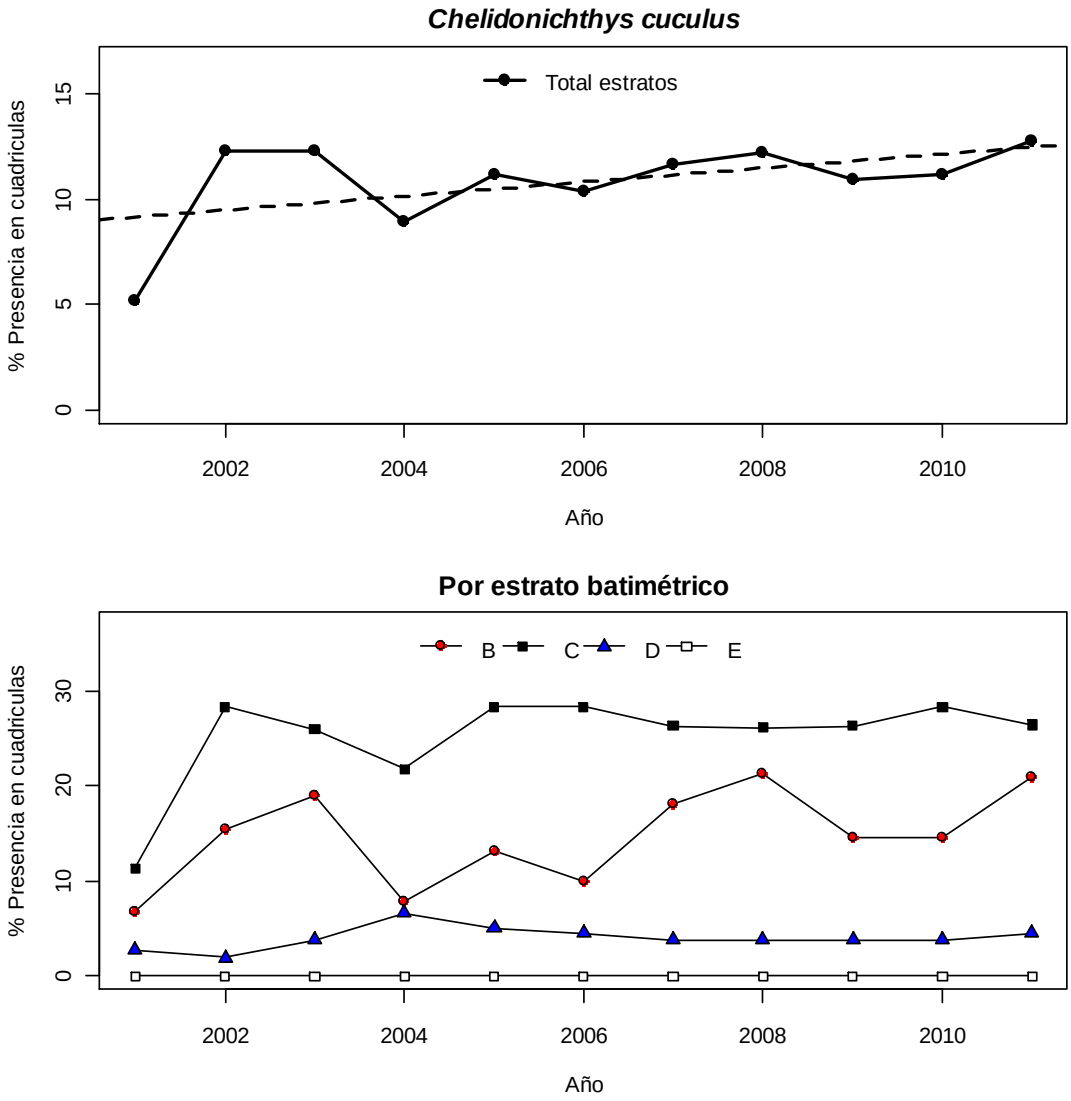


Figura 72. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Chelidonichthys cuculus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

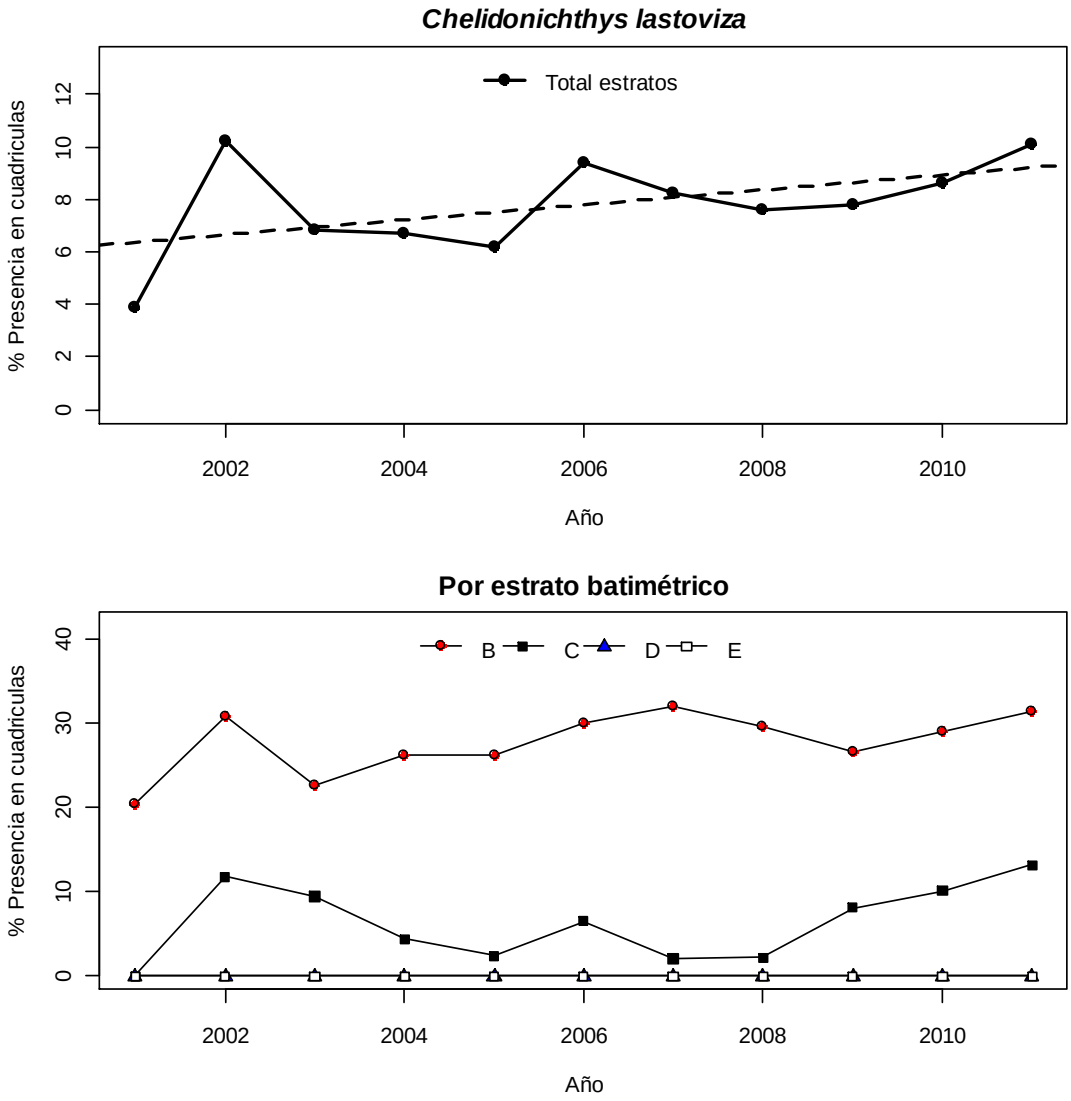


Figura 73. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Chelidonichthys lastoviza* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

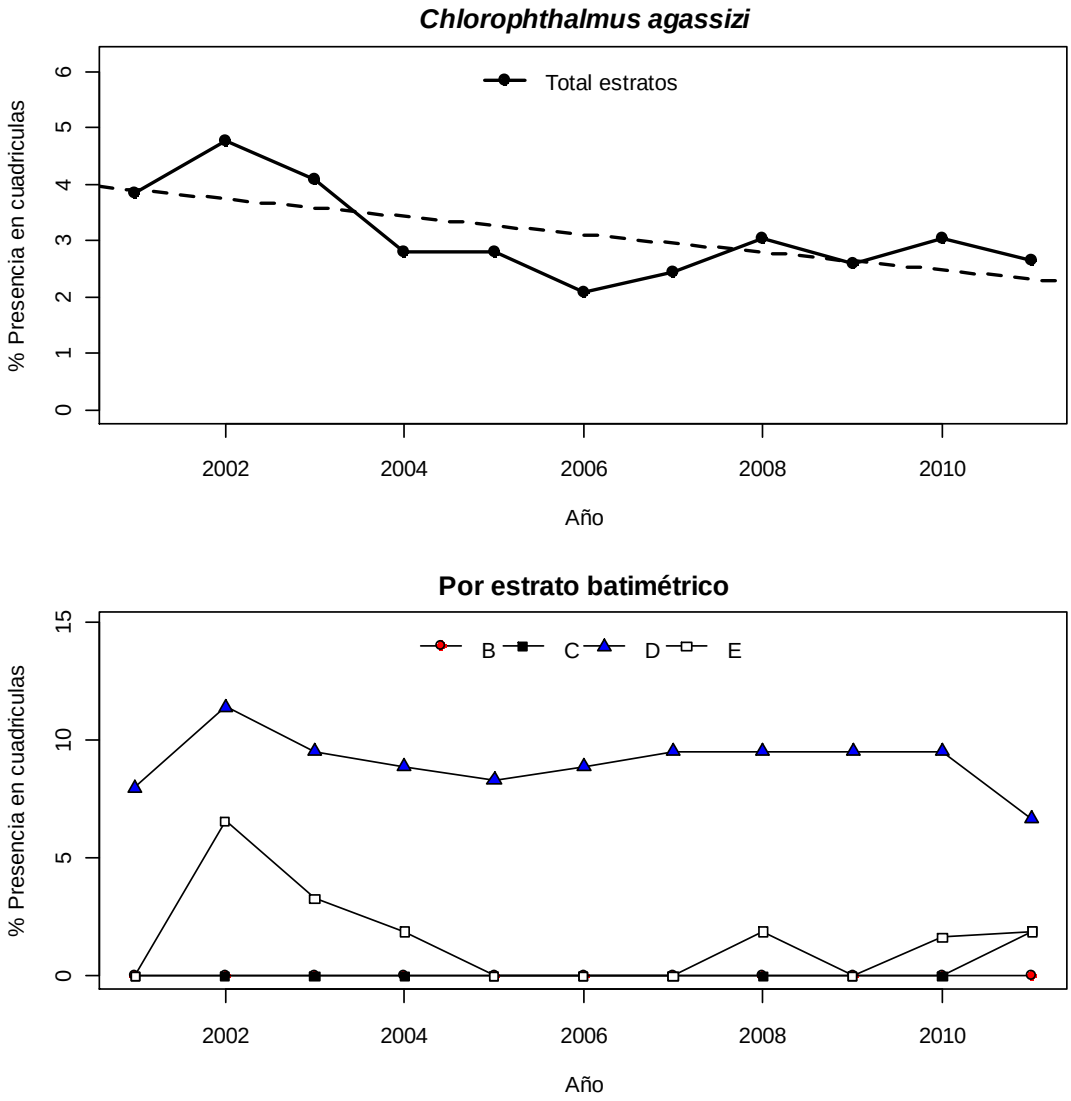


Figura 74. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Chlorophthalmus agassizi* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

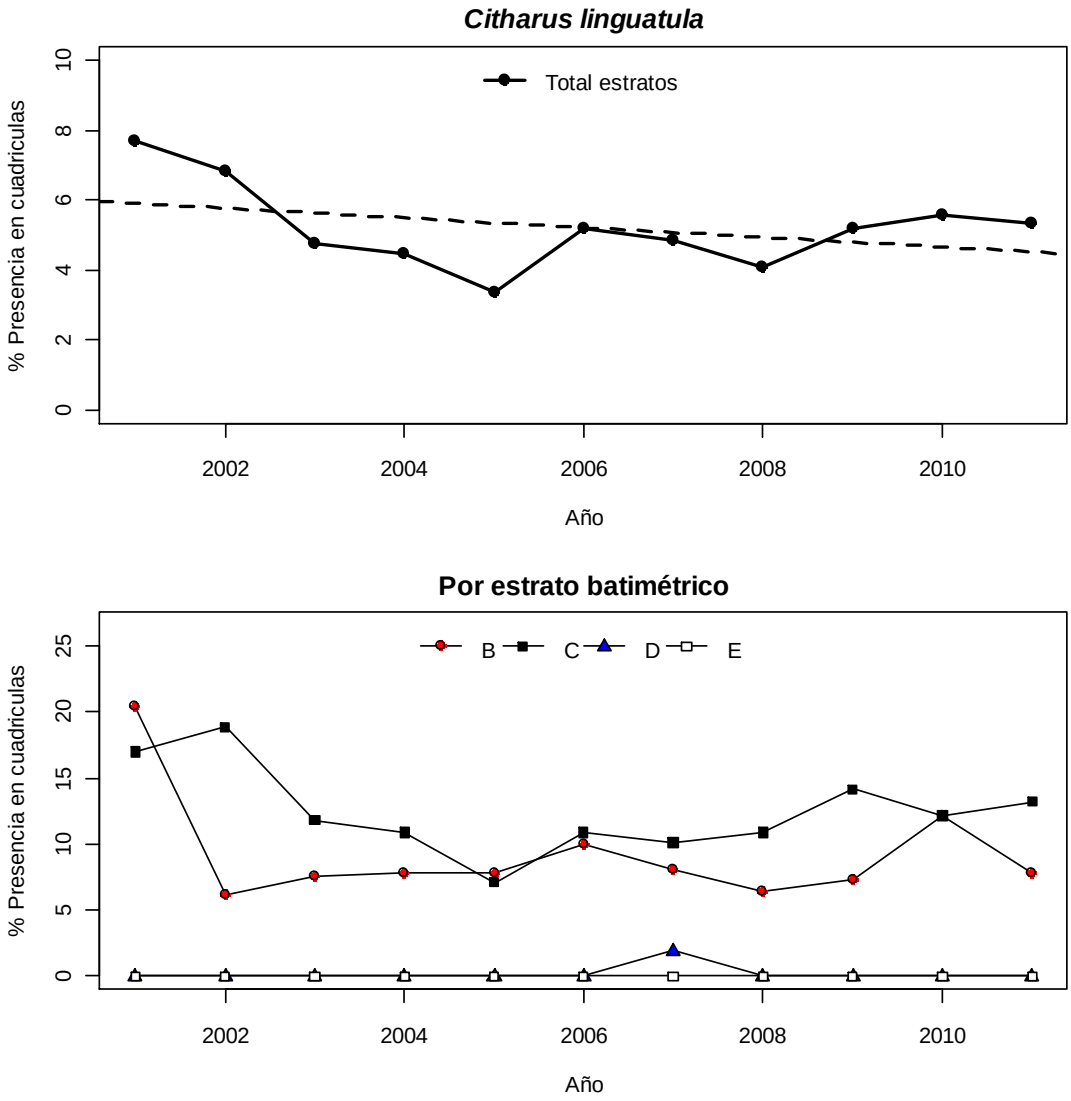


Figura 75. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Citharus linguatula* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

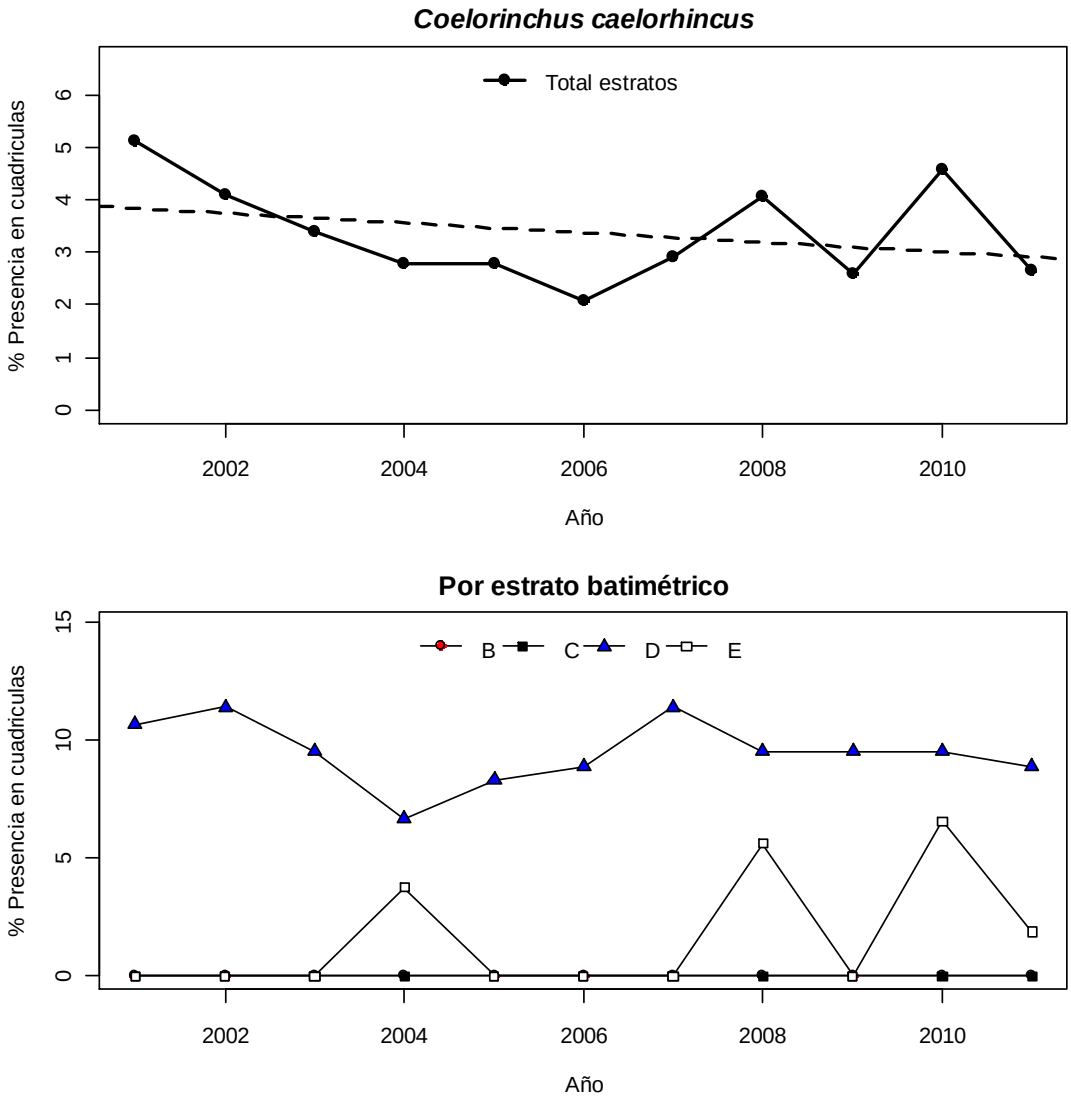


Figura 76. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Coelorinchus caelorhincus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

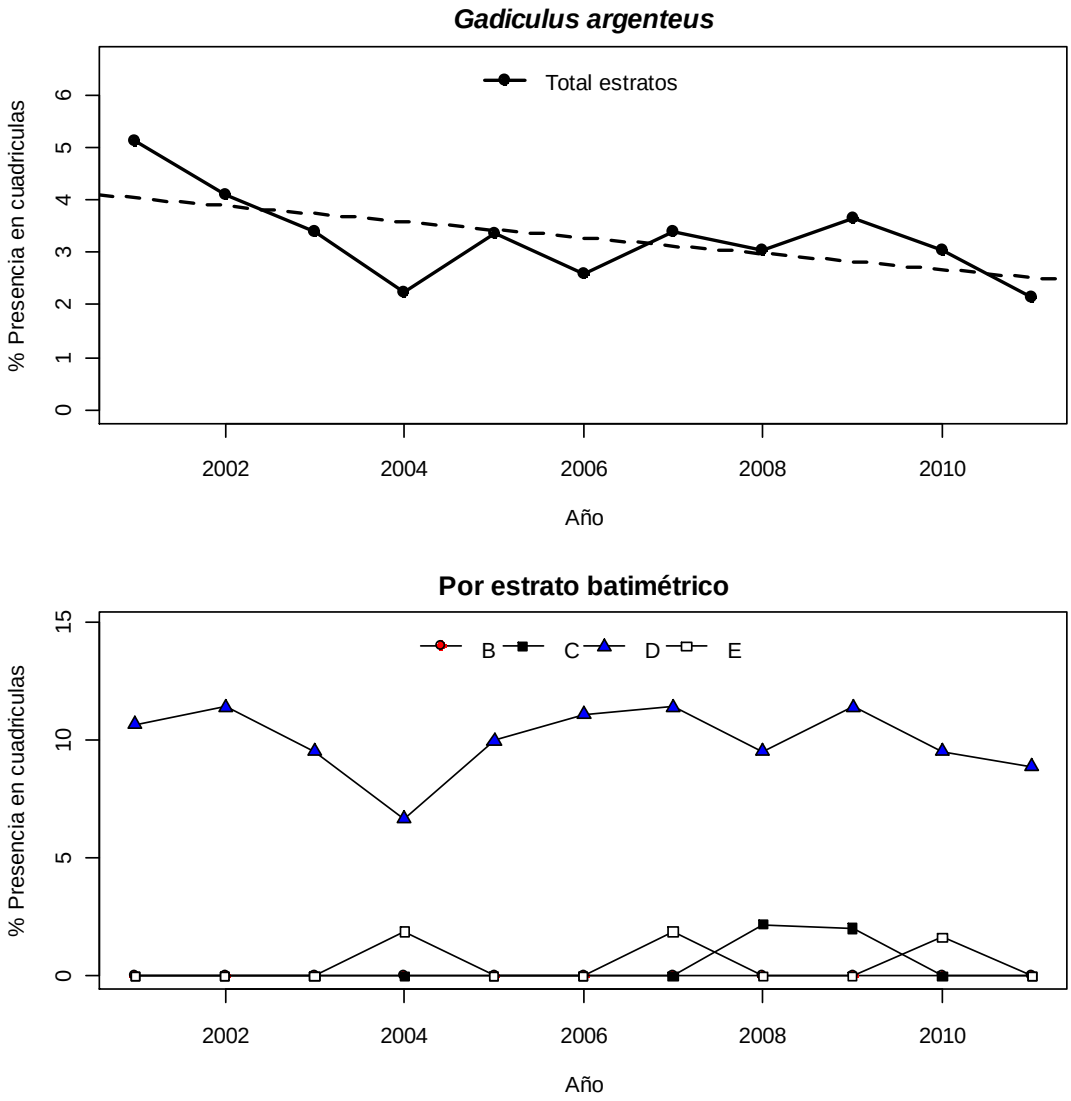


Figura 77. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Gadiculus argenteus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

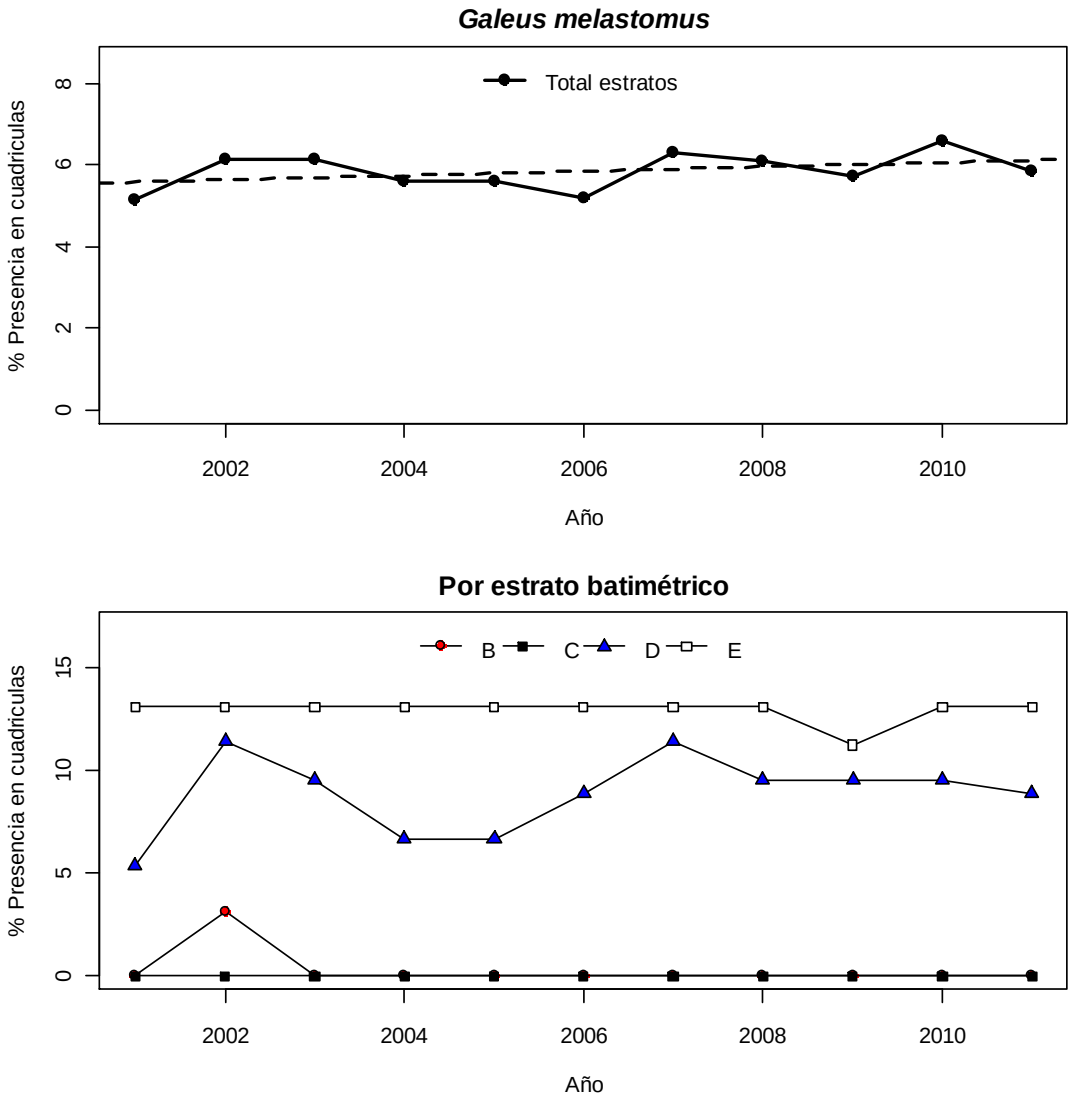


Figura 78. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Galeus melastomus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

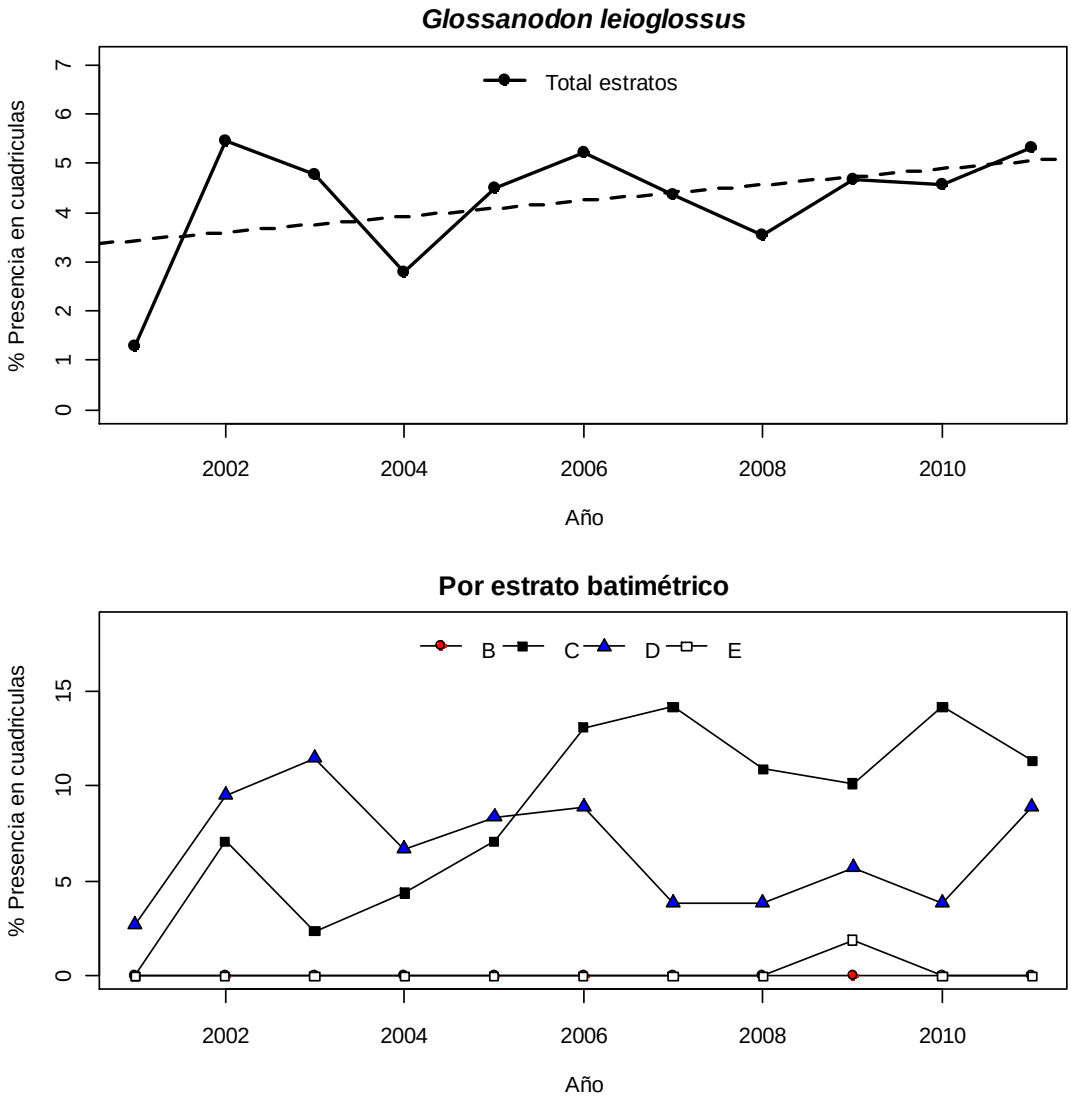


Figura 79. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Glossanodon leioglossus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

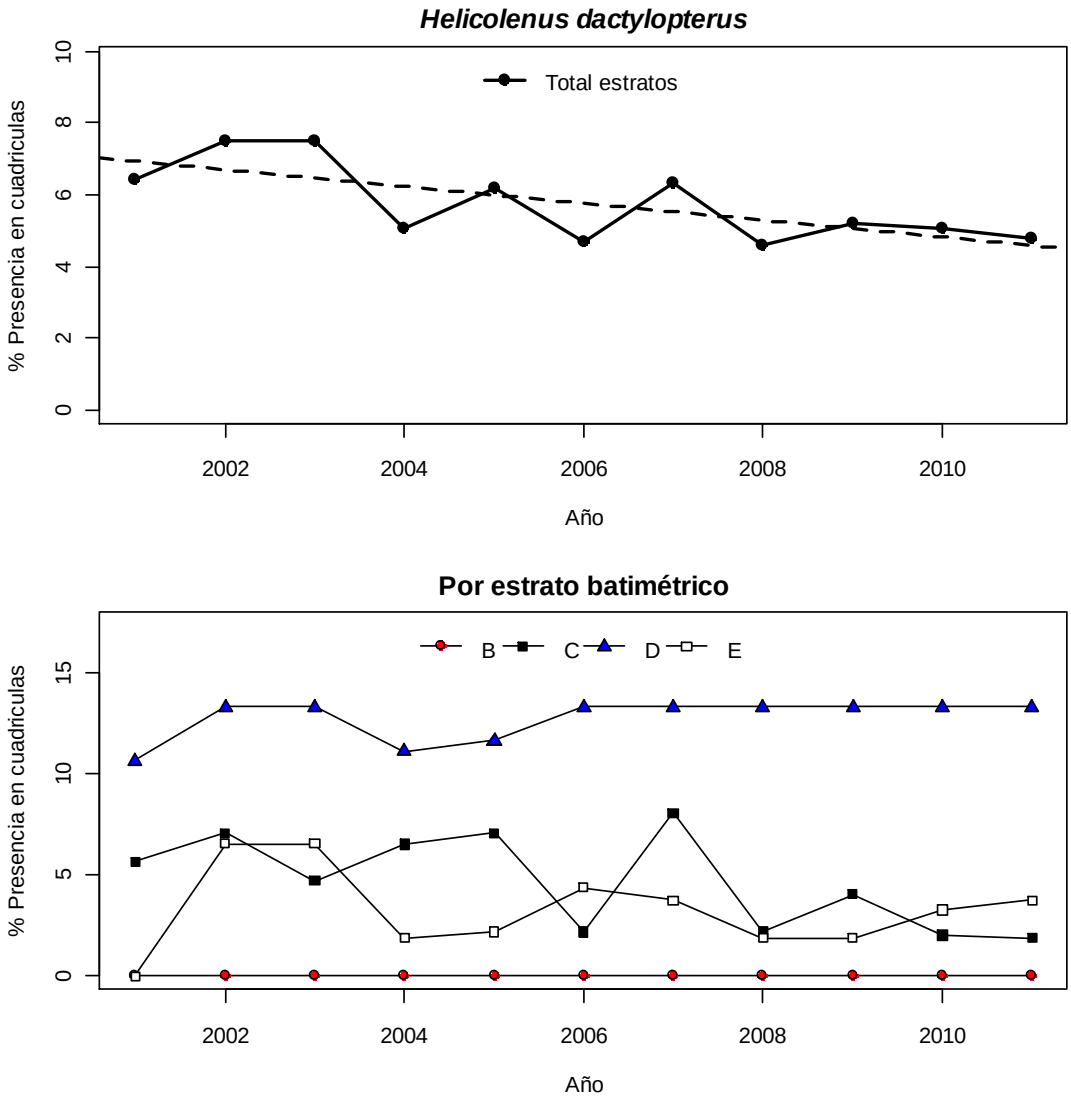


Figura 80. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Helicolenus dactylopterus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

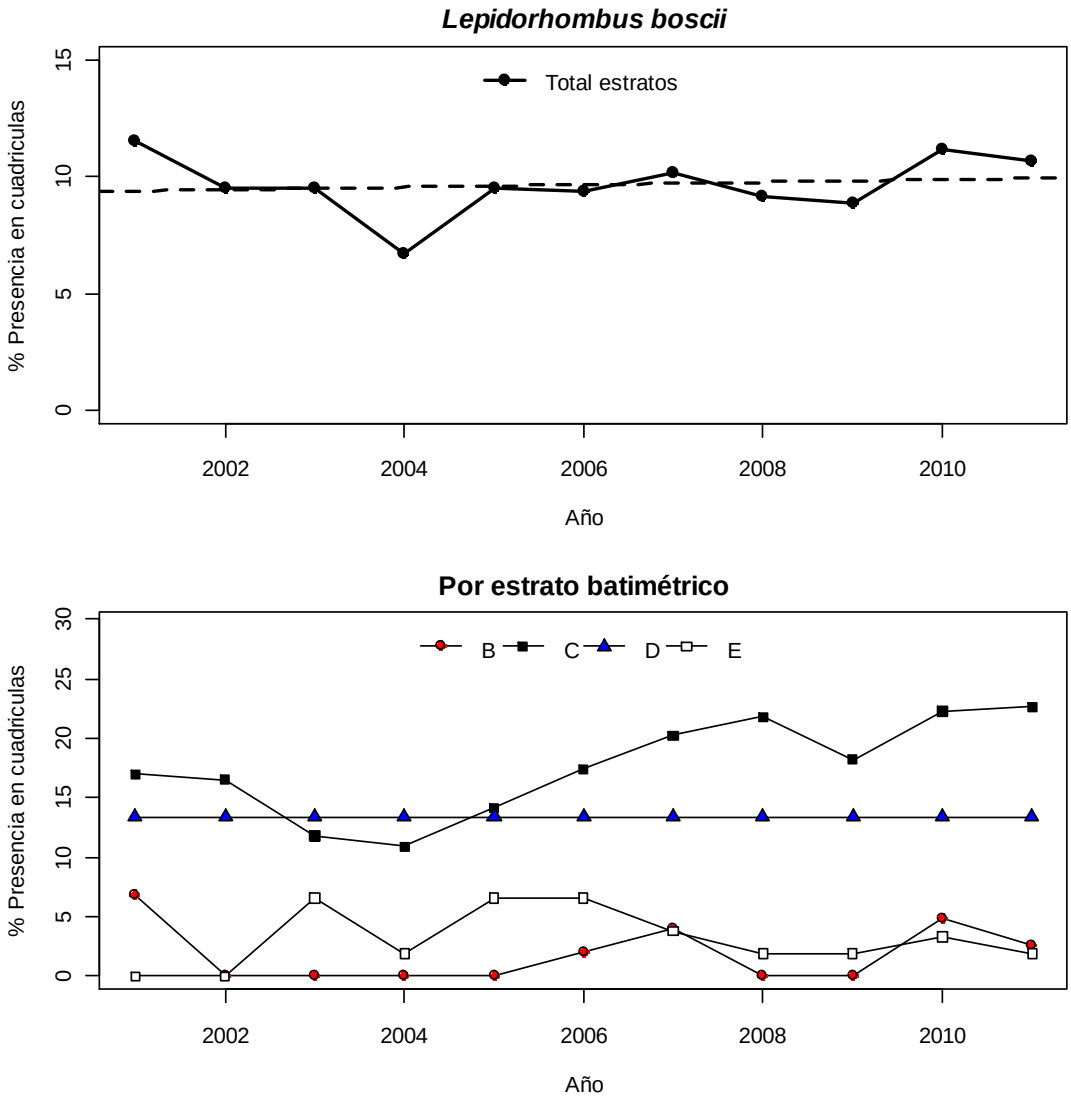


Figura 81. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Lepidorhombus boscii* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

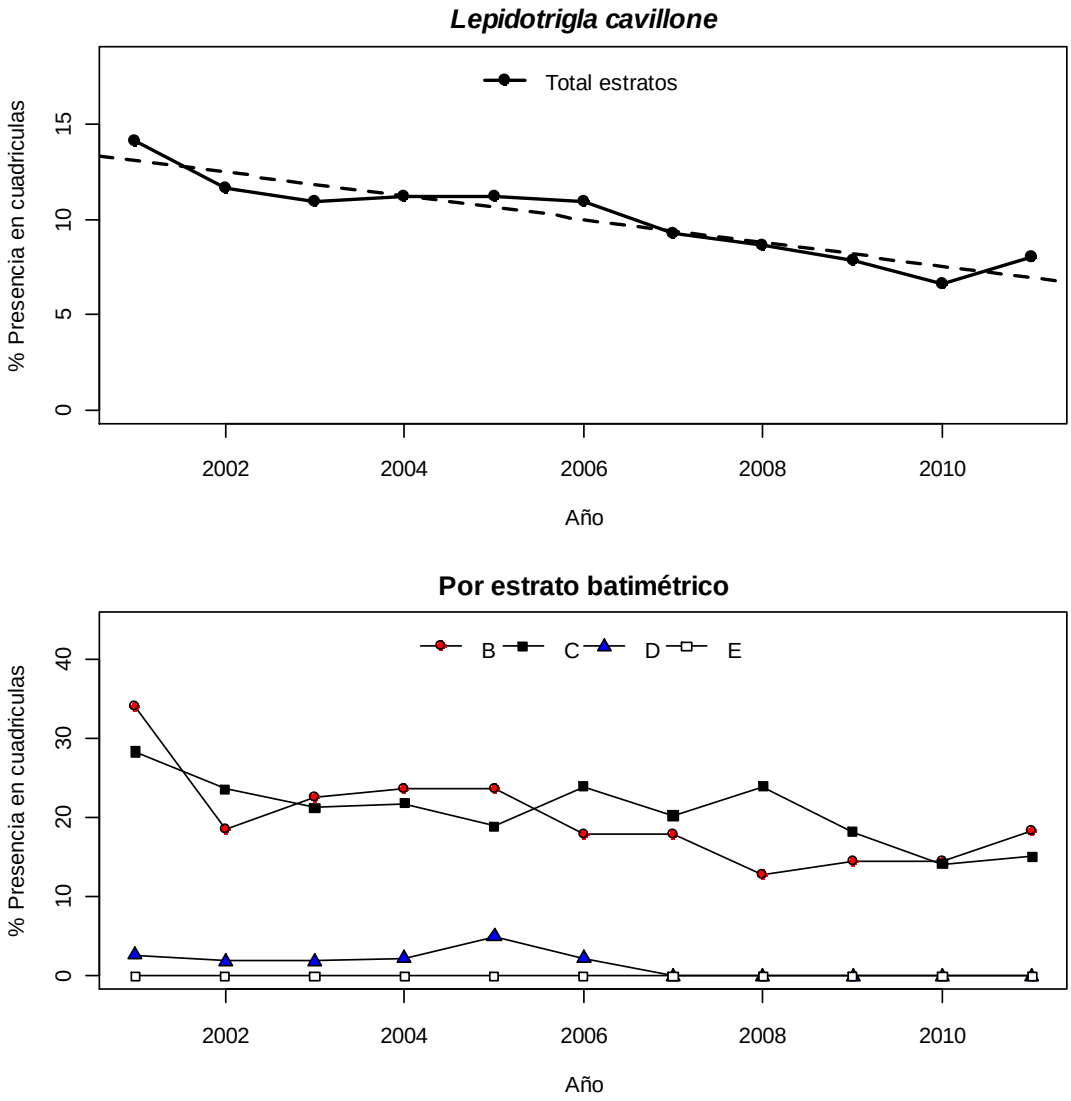


Figura 82. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Lepidotrigla cavillone* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

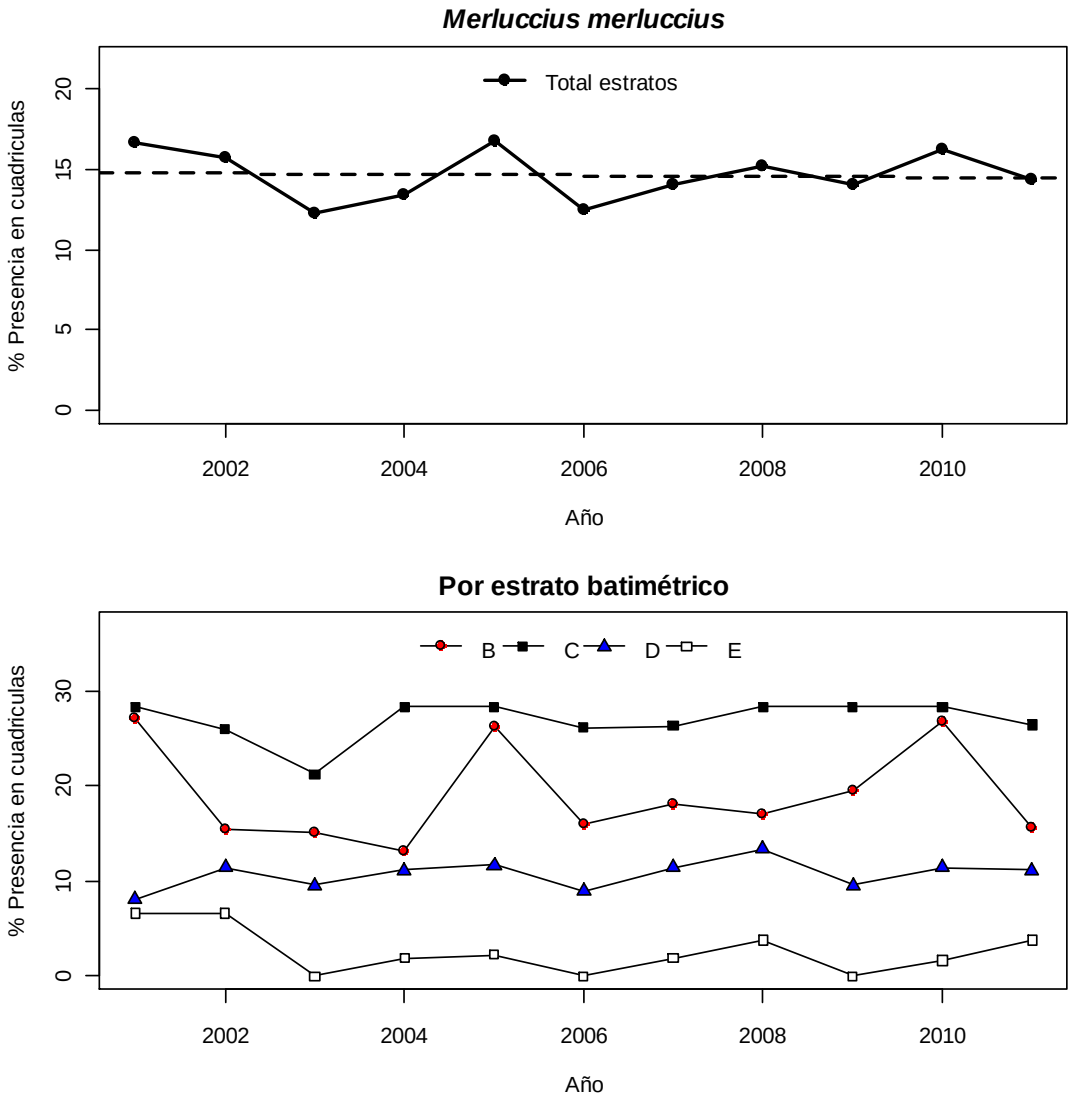


Figura 83. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Merluccius merluccius* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

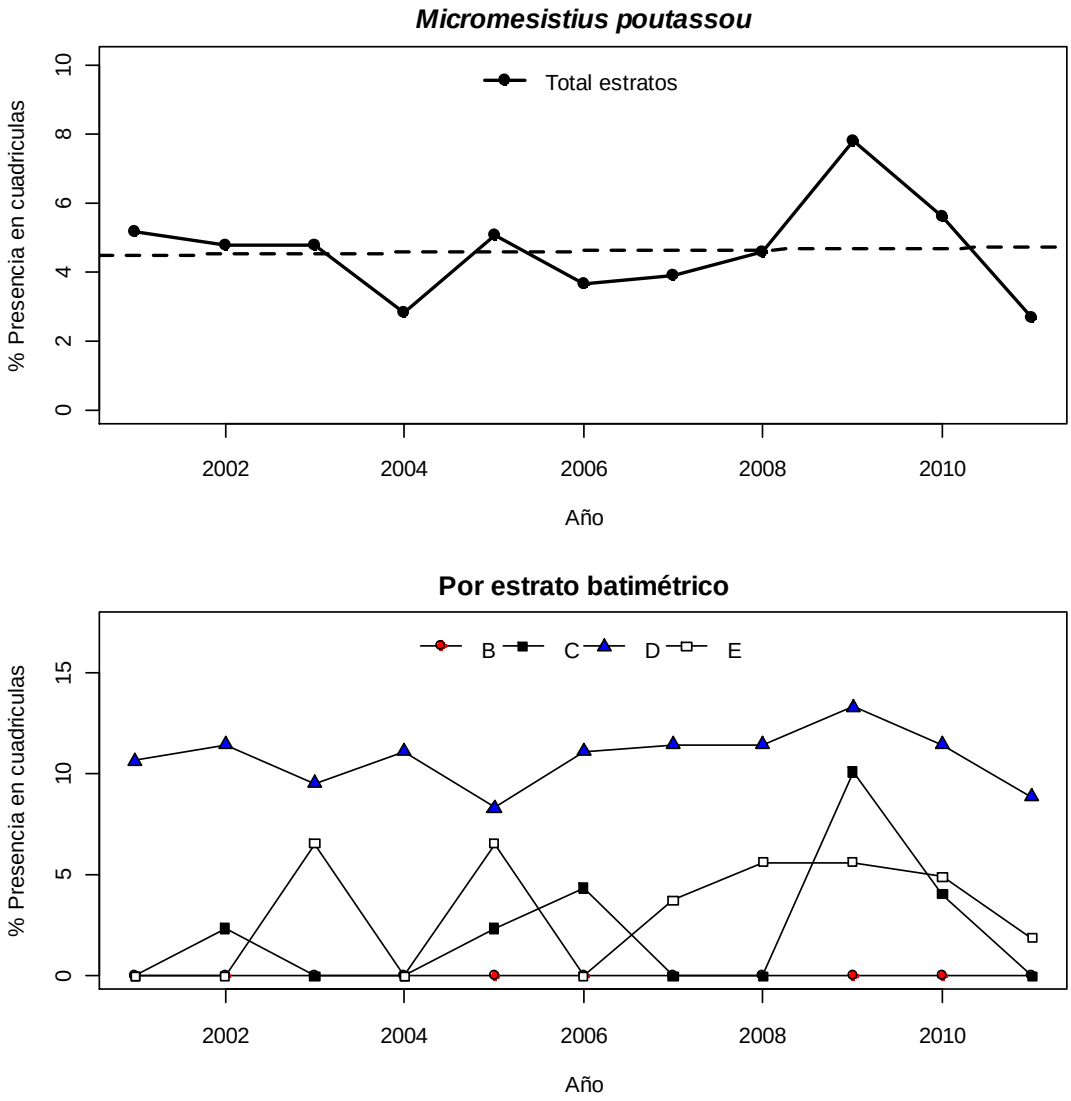


Figura 84. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Micromesistius poutassou* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

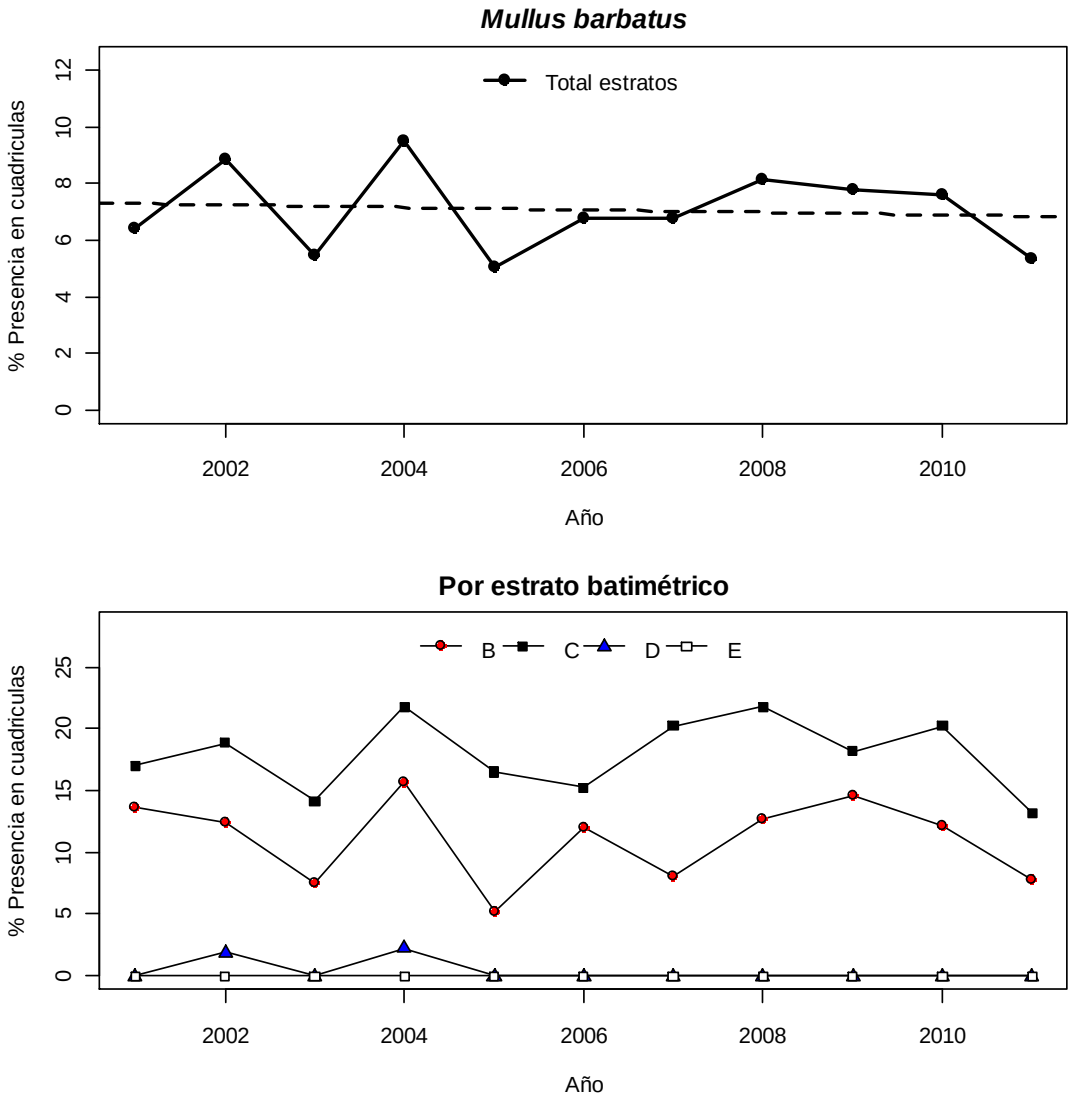


Figura 85. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Mullus barbatus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

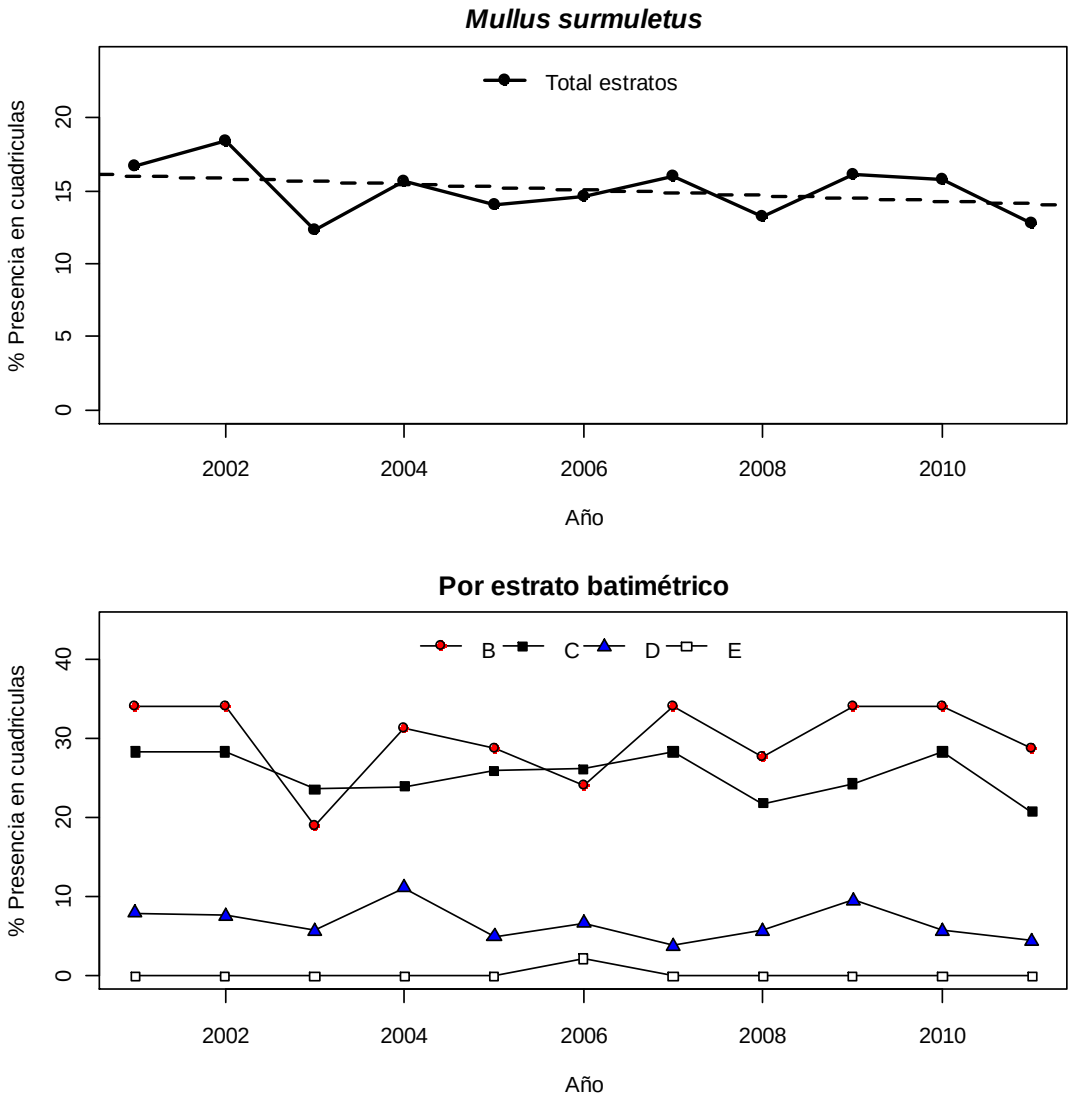


Figura 86. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Mullus surmuletus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

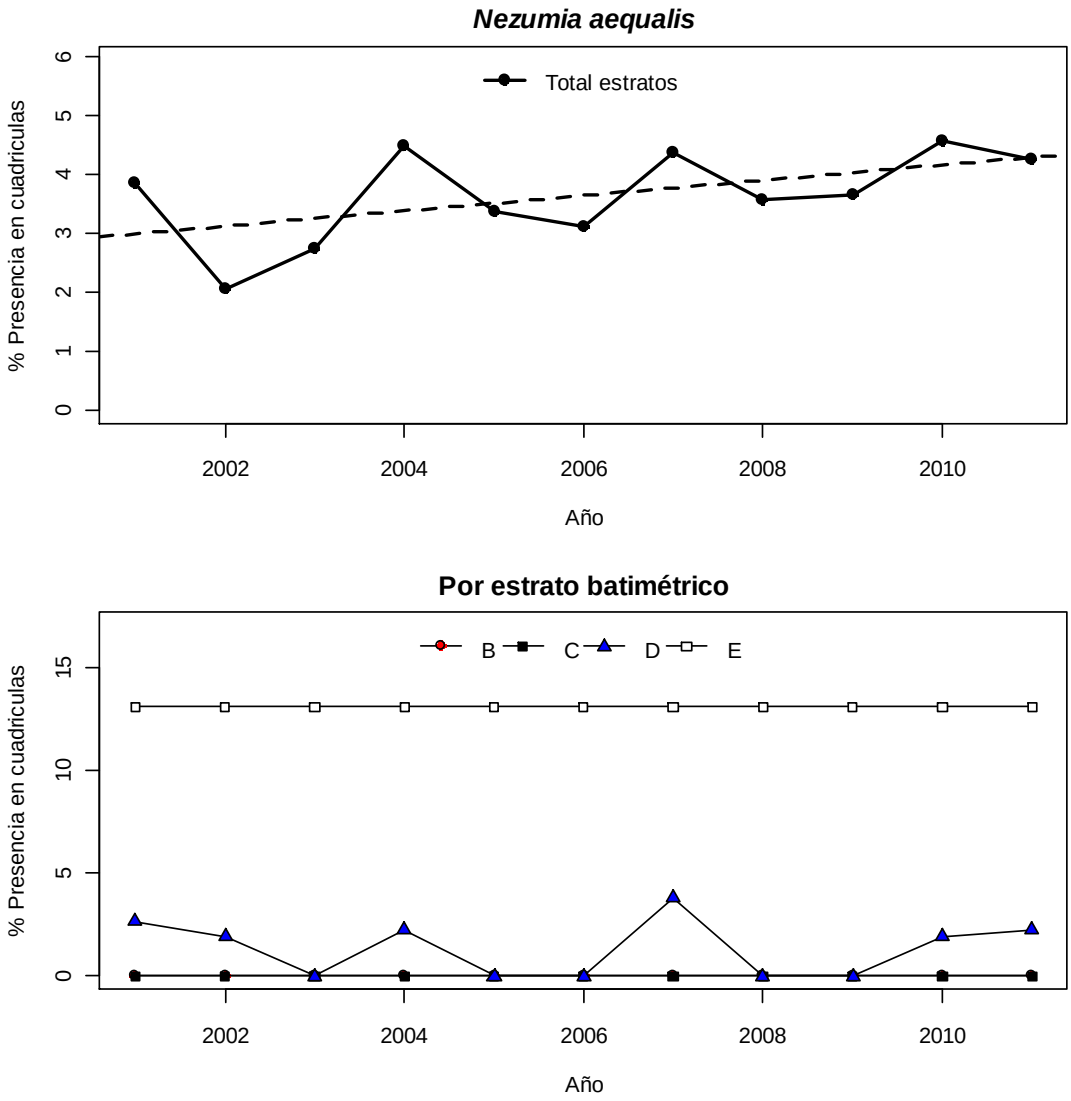


Figura 87. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Nezumia aequalis* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

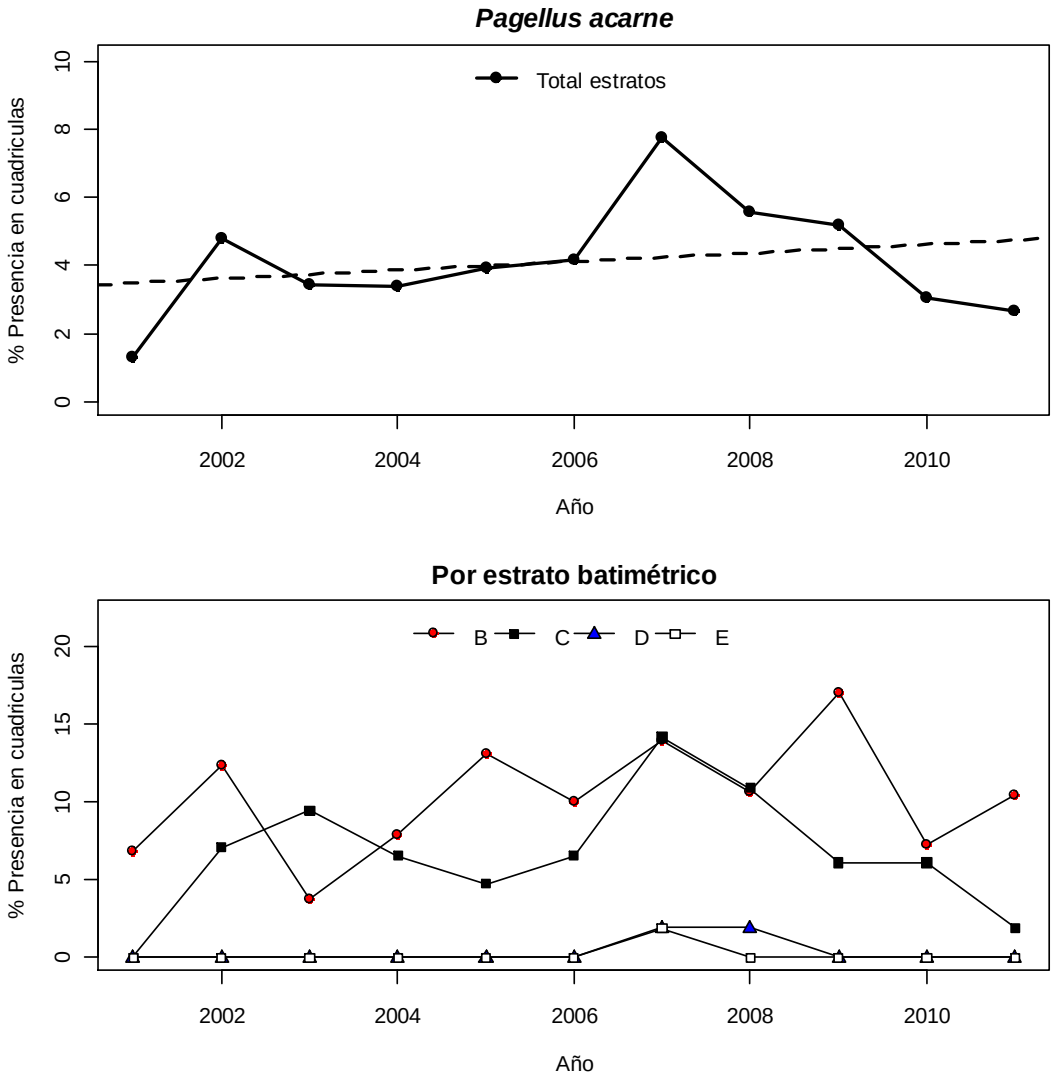


Figura 88. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Pagellus acarne* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

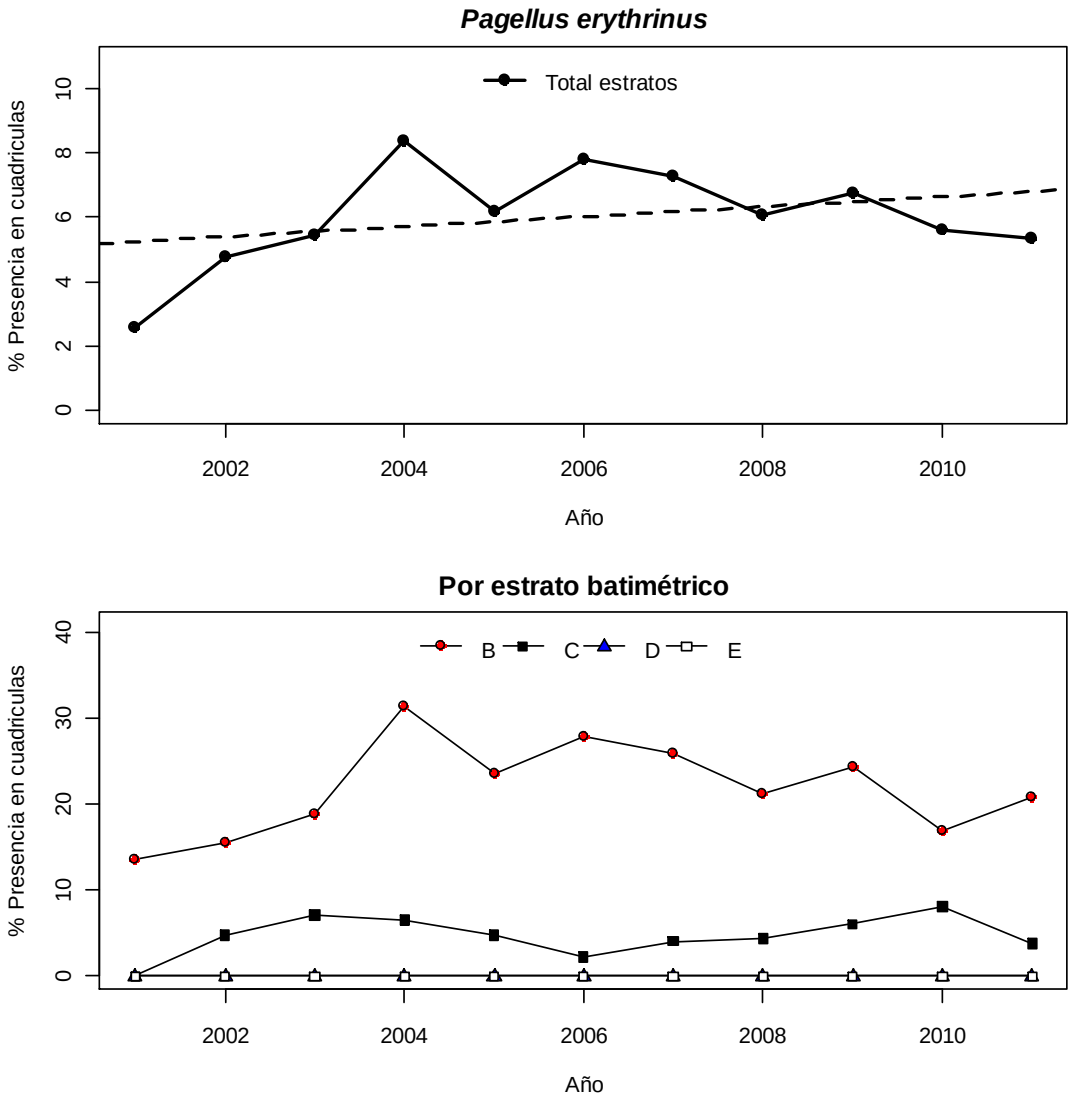


Figura 89. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Pagellus erythrinus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

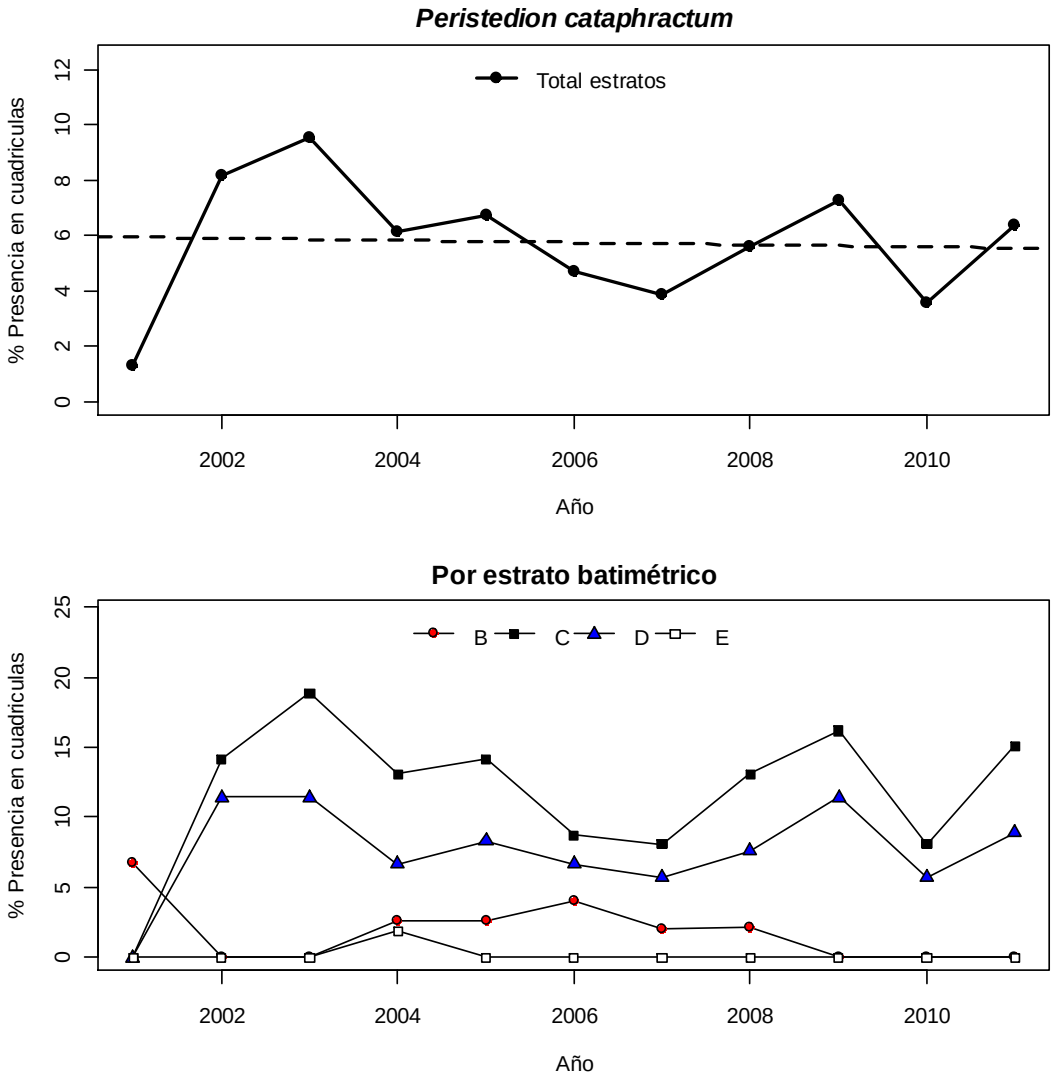


Figura 90. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Peristedion cataphractum* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

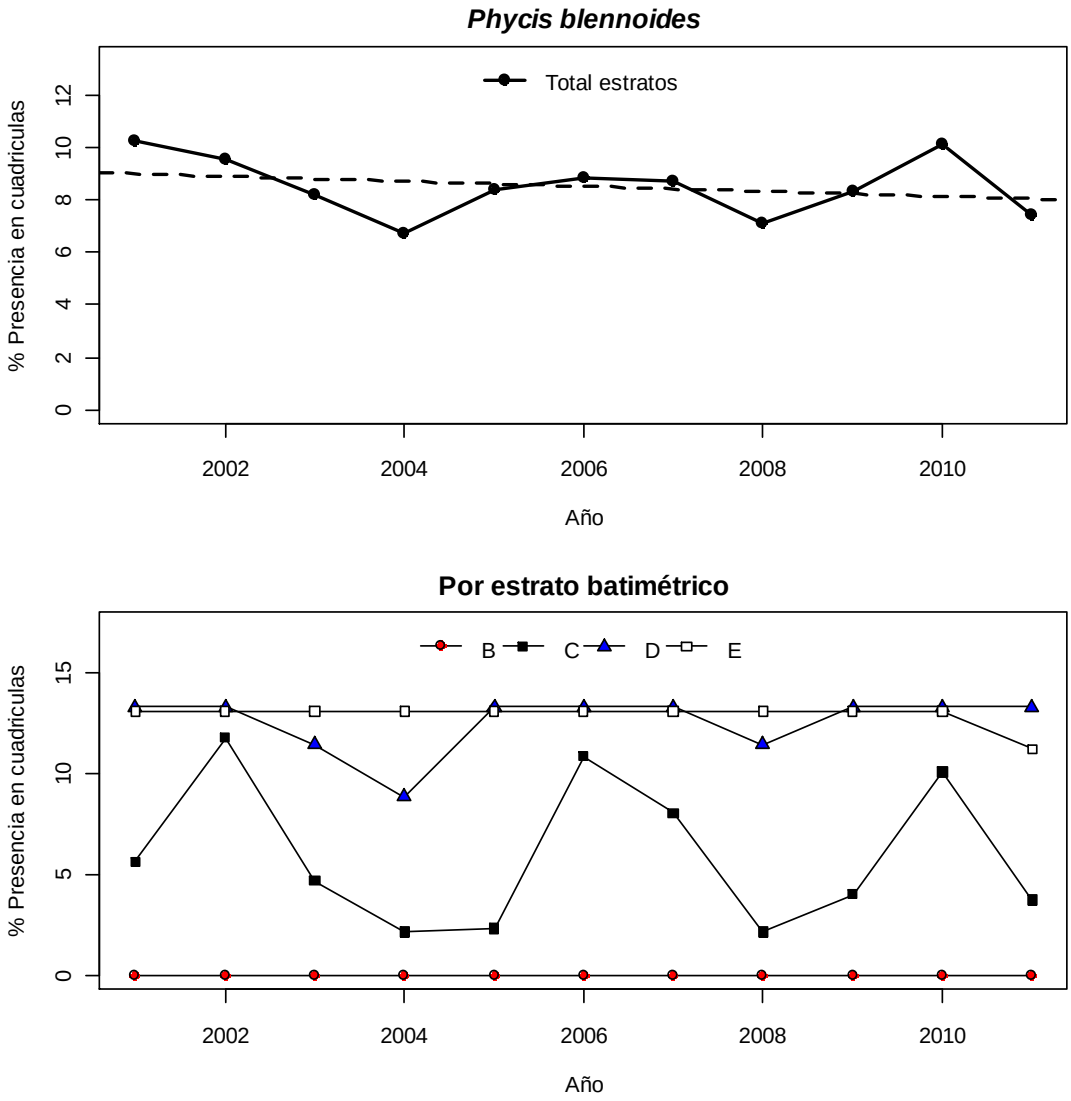


Figura 91. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Phycis blennoides* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

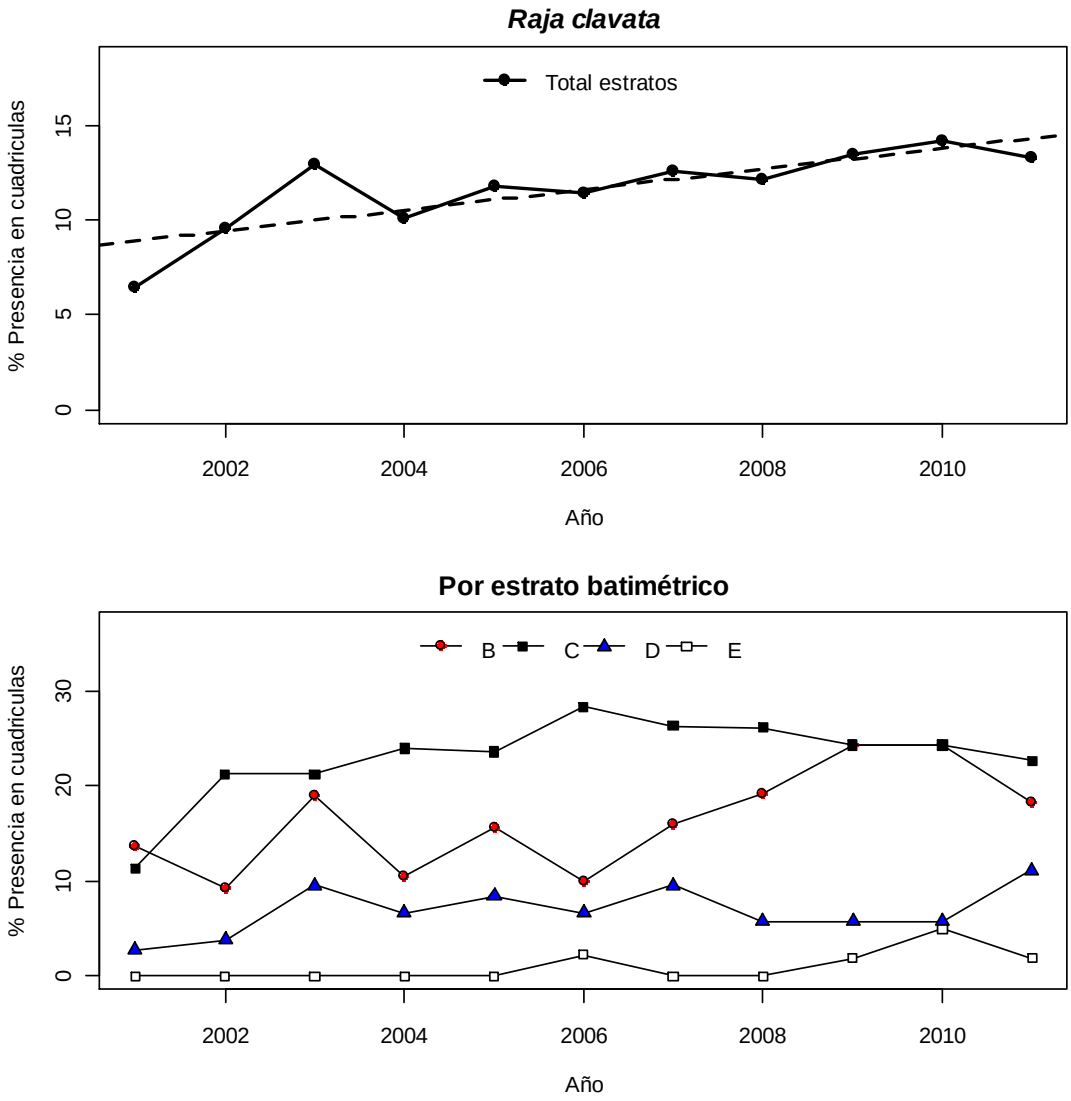


Figura 92. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Raja clavata* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

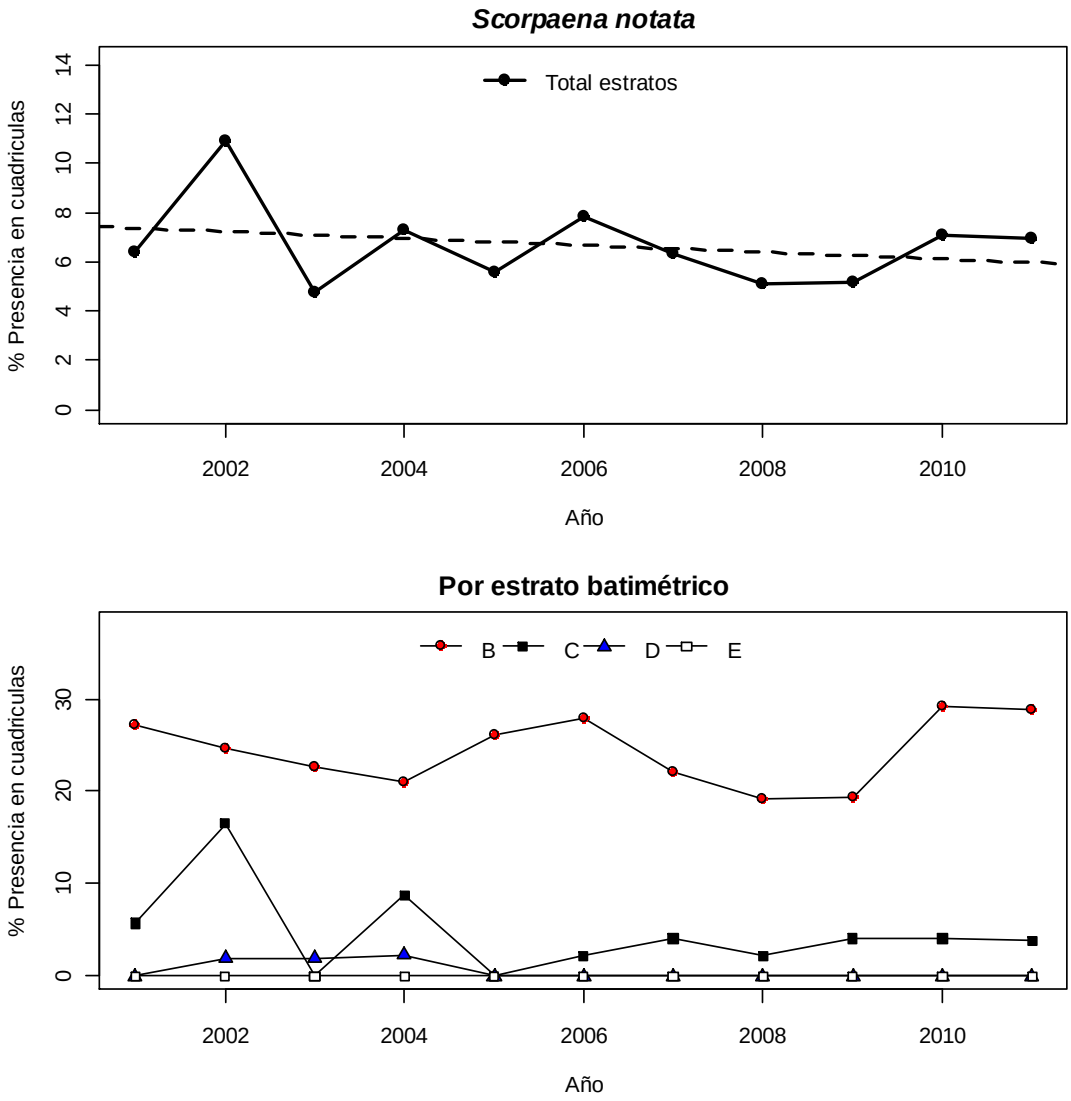


Figura 93. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Scorpaena notata* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

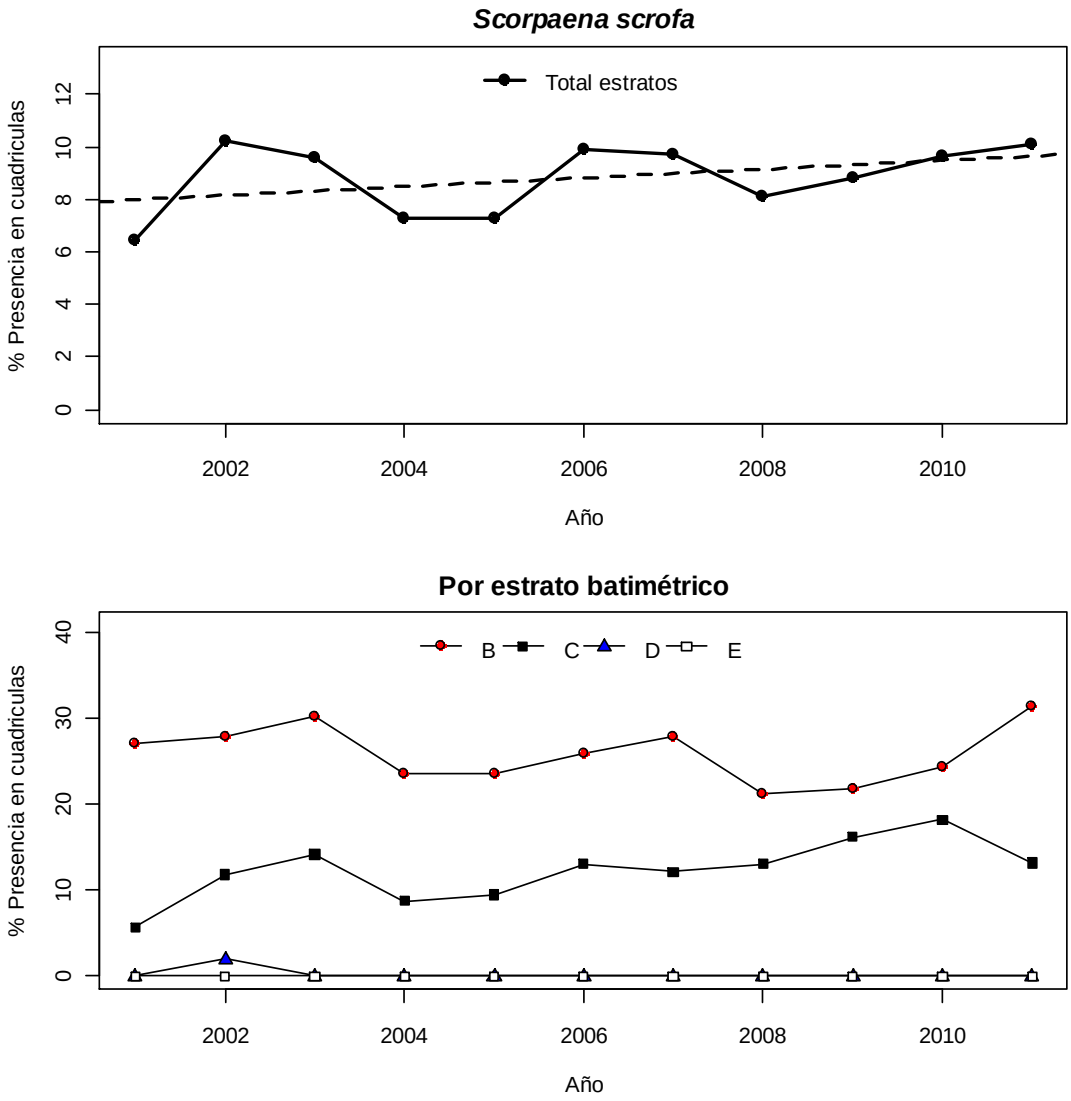


Figura 94. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Scorpaena scrofa* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

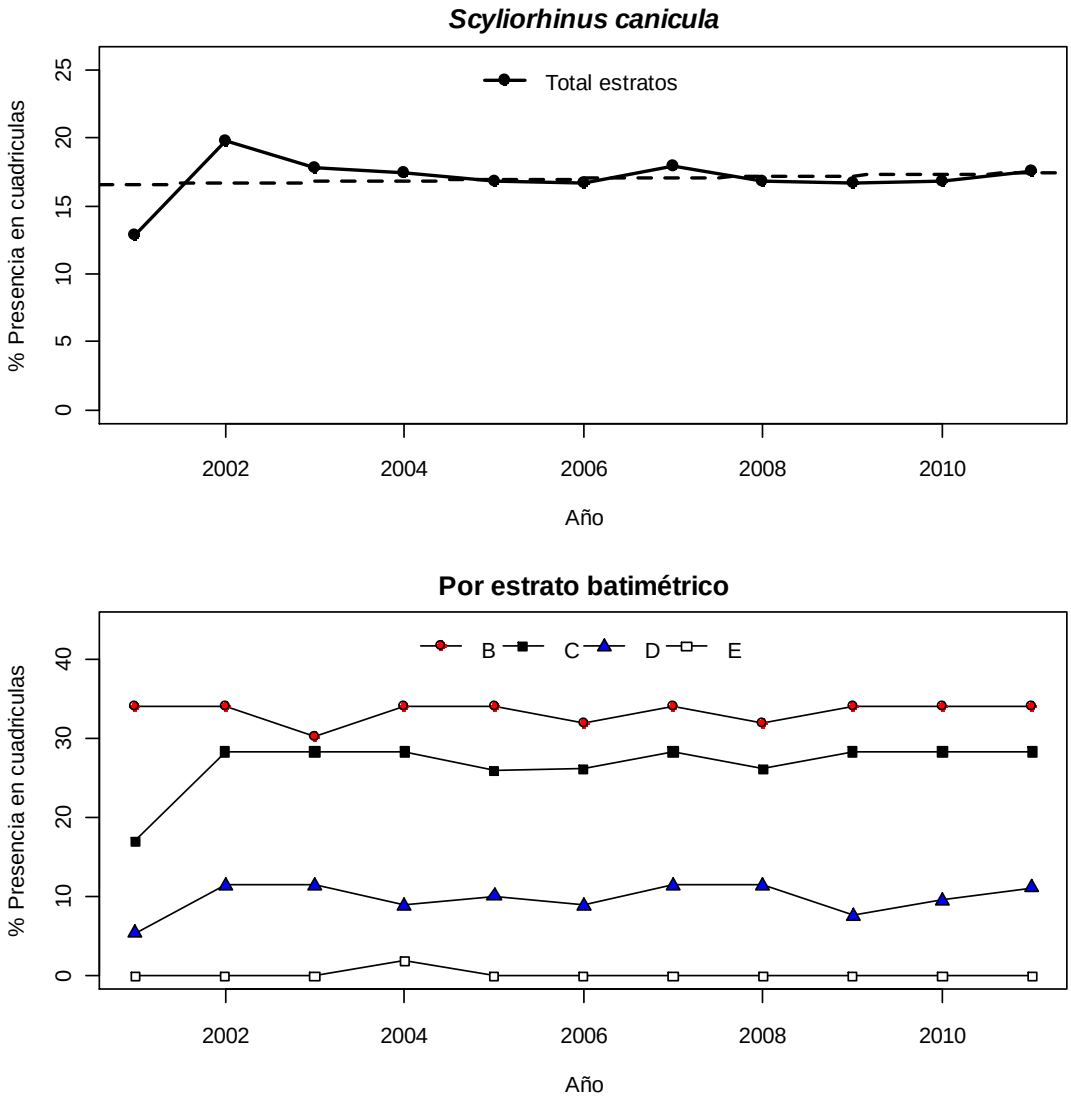


Figura 95. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Scyliorhinus canicula* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

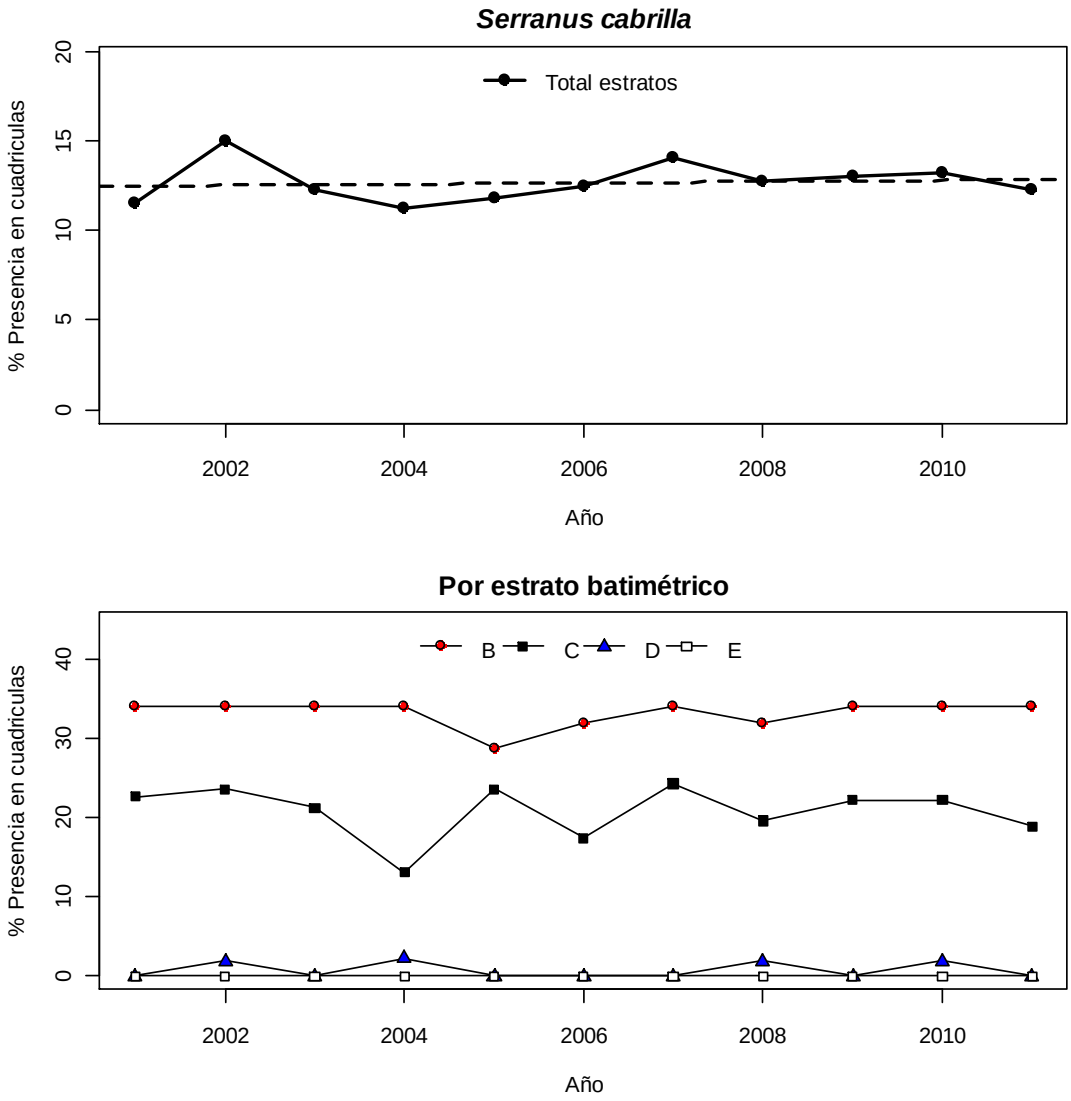


Figura 96. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Serranus cabrilla* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

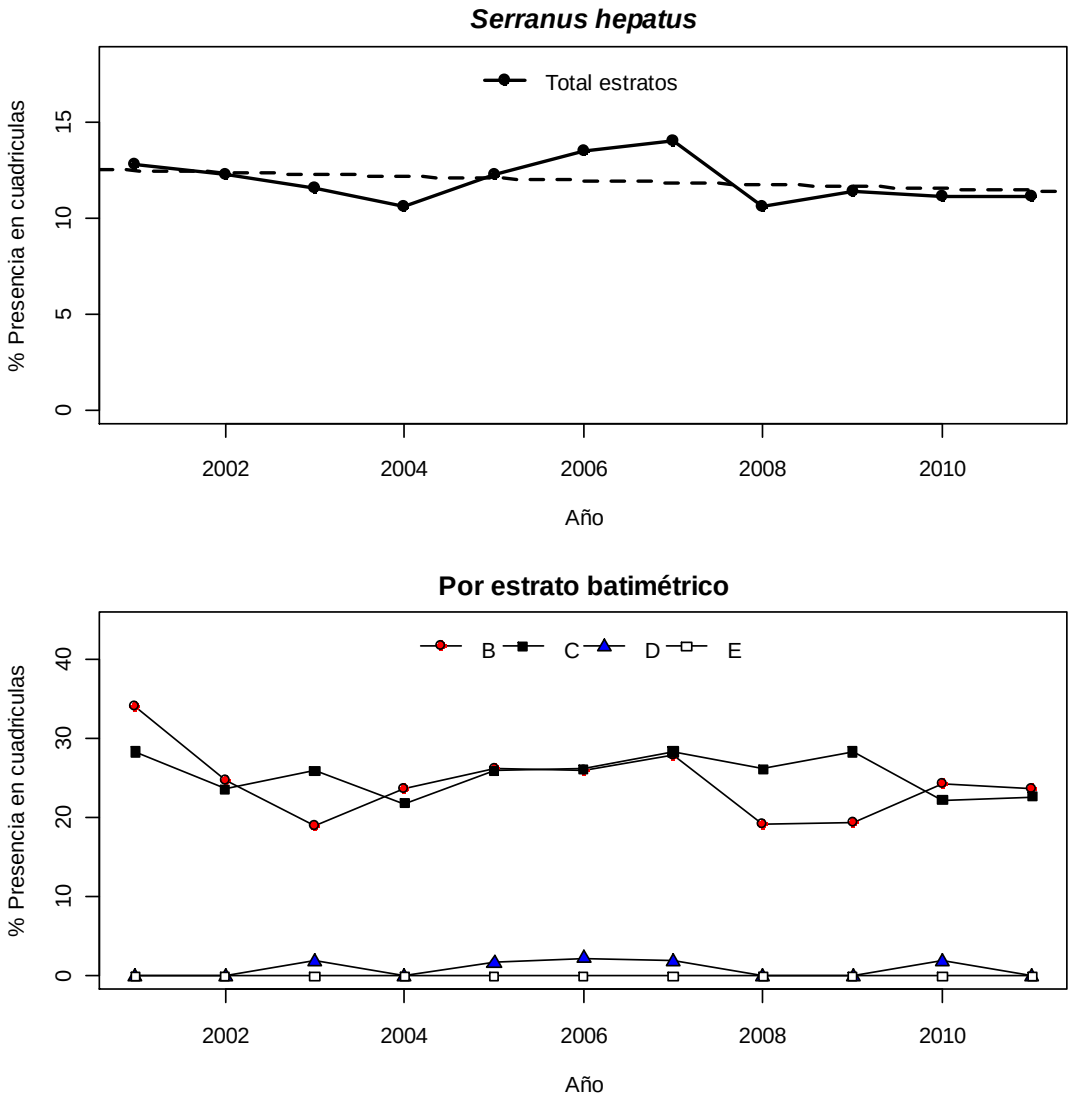


Figura 97. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Serranus hepatus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

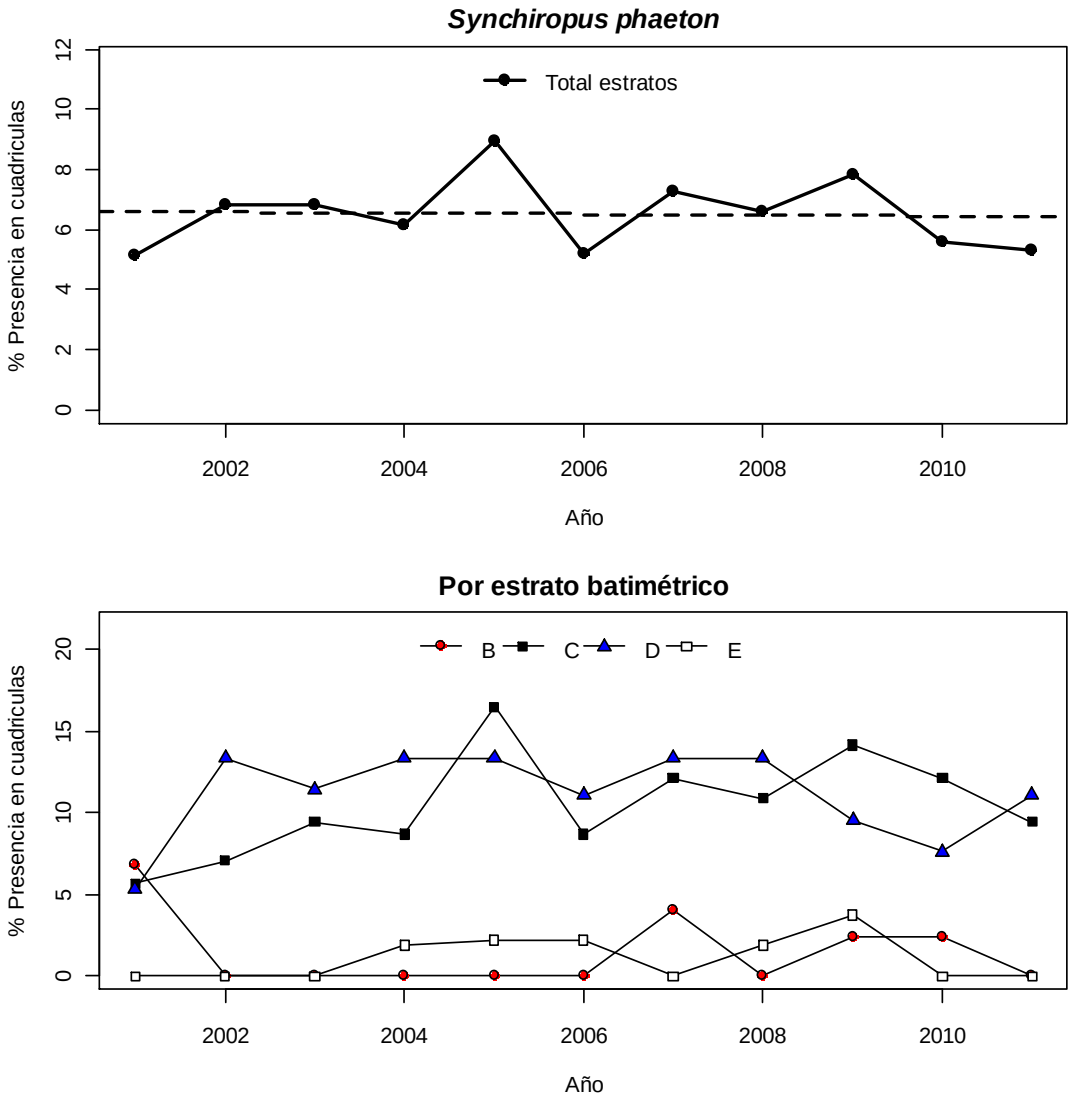


Figura 98. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Synchiropus phaeton* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

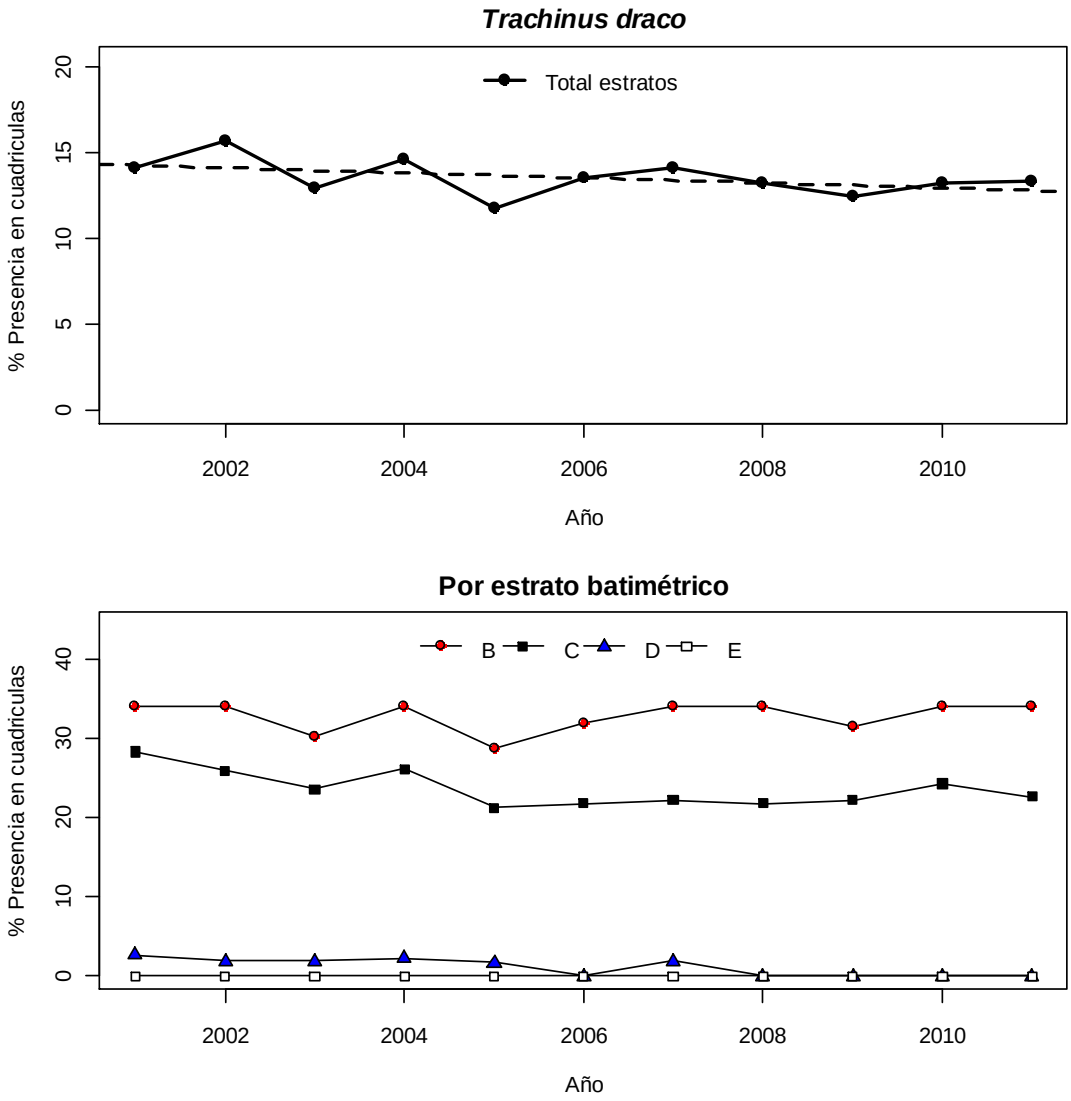


Figura 99. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Trachinus draco* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

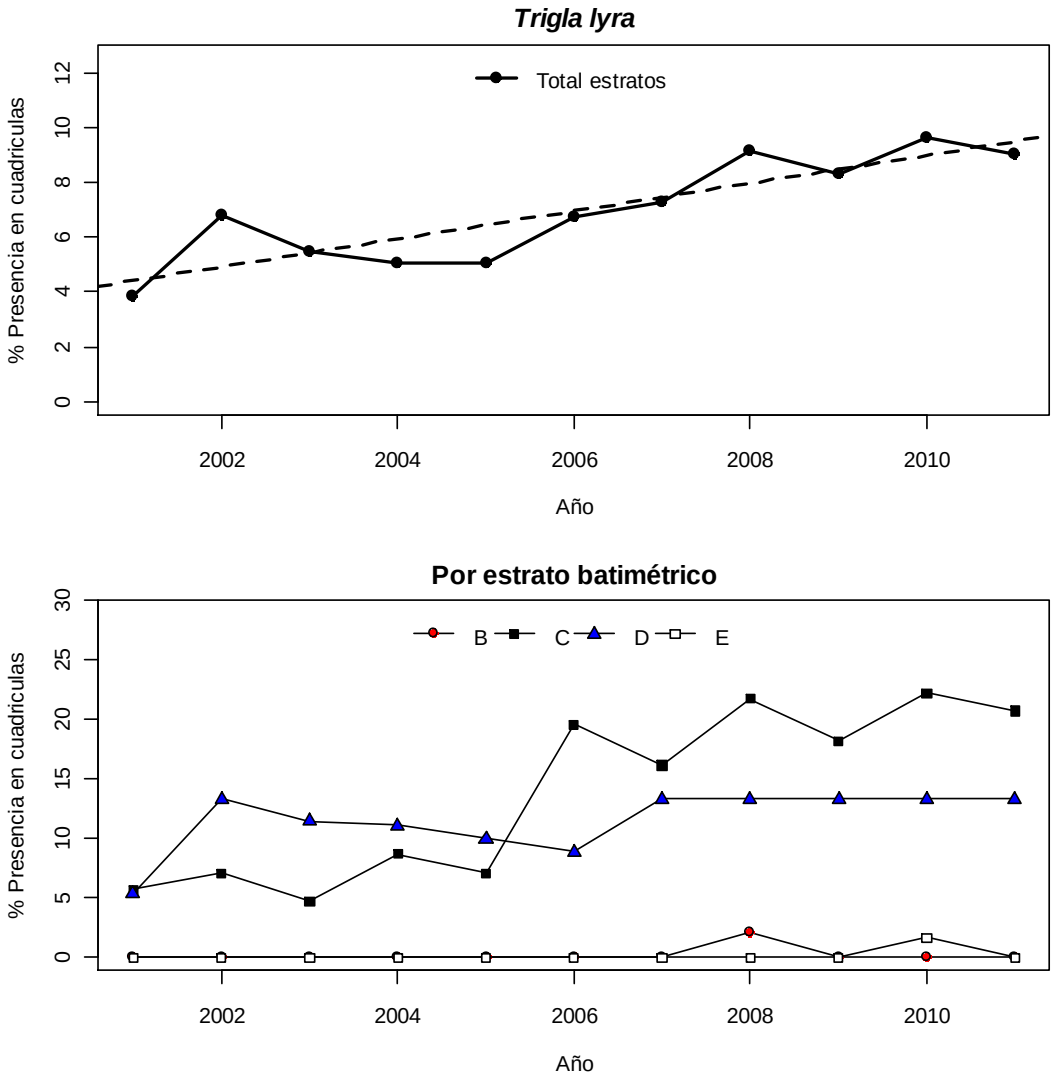


Figura 100. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Trigla lyra* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

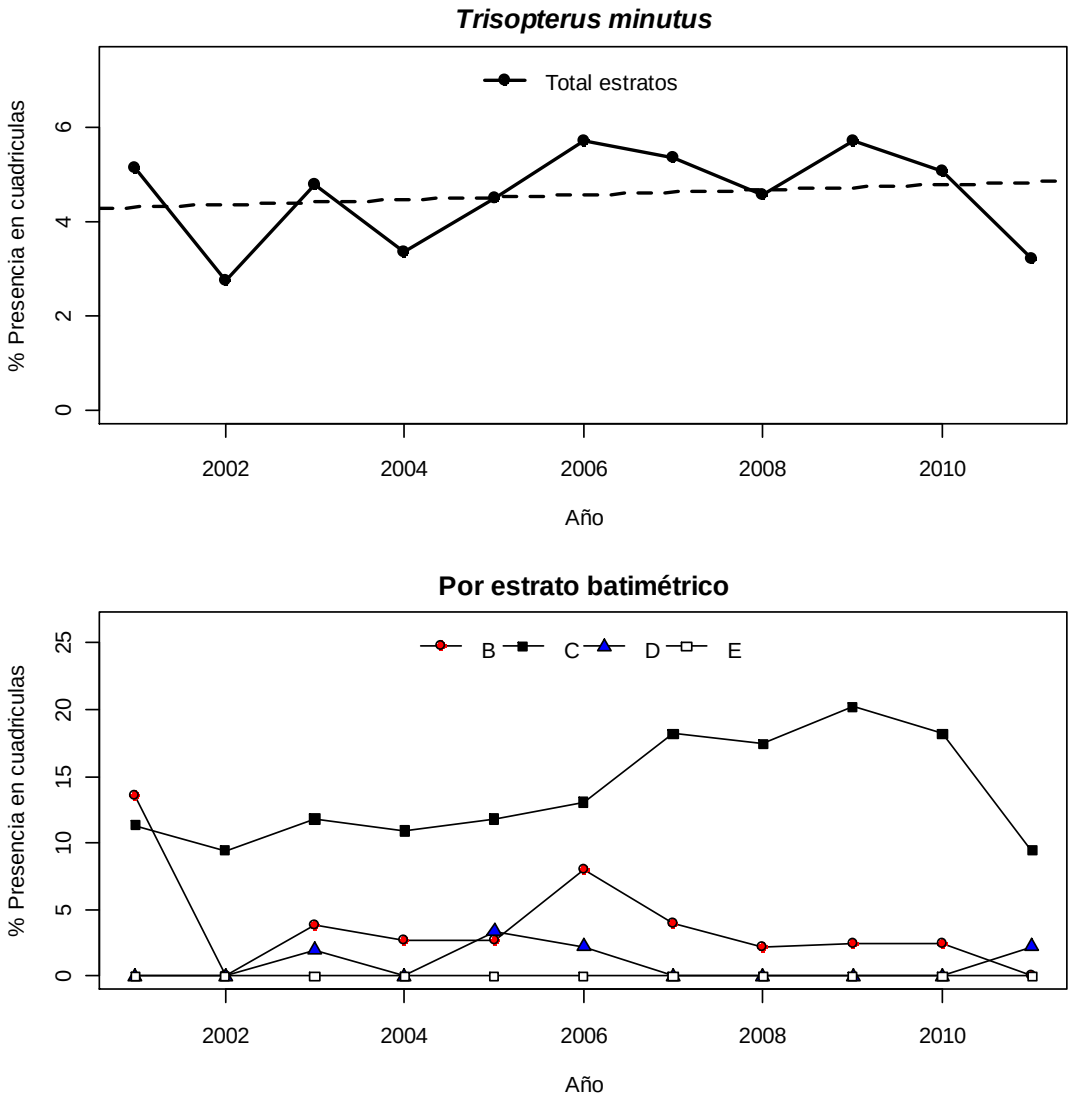


Figura 101. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Trisopterus minutus* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

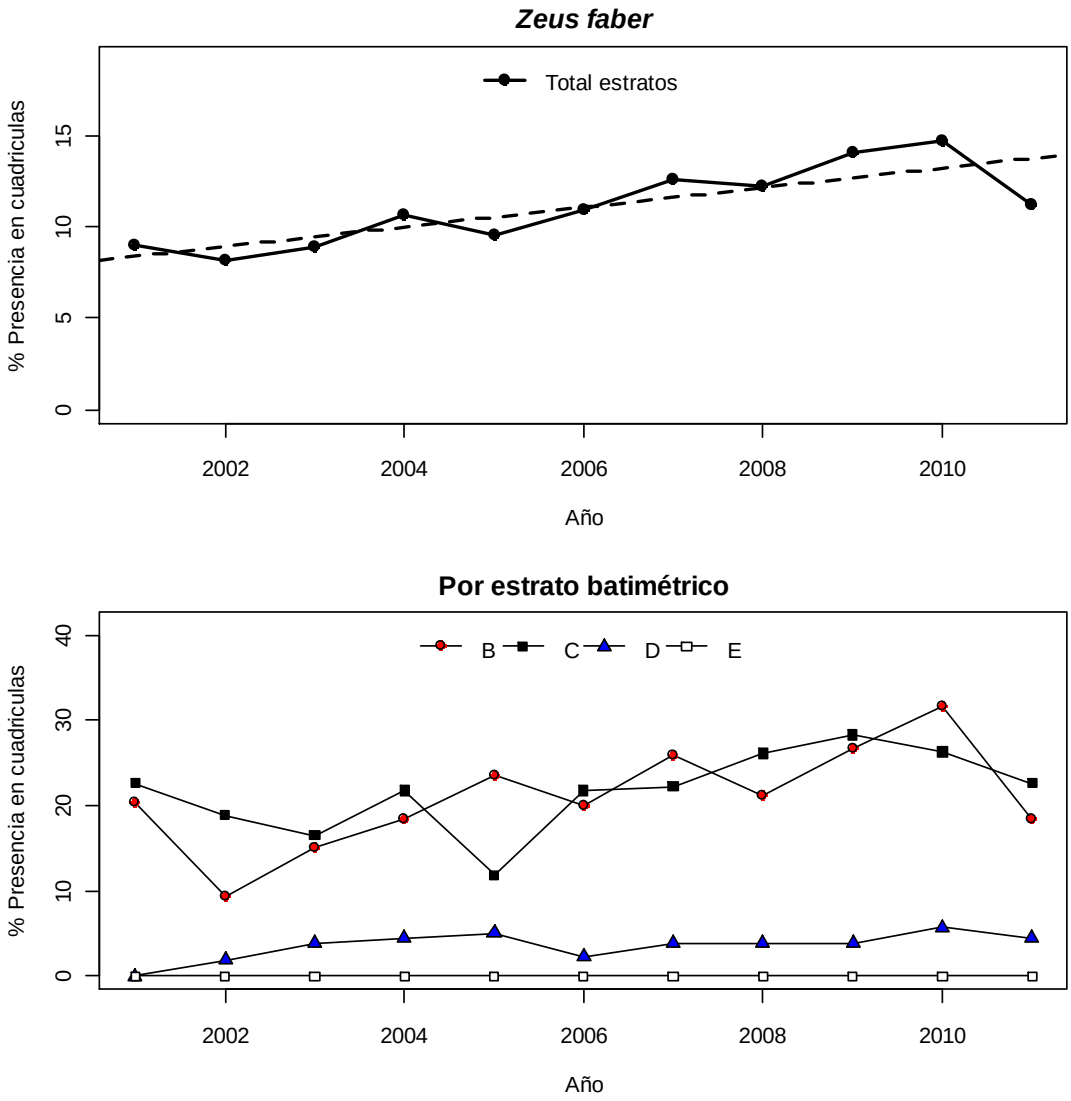


Figura 102. **Evolución del rango de distribución (gráfico superior), y patrón de distribución dentro del rango de distribución (gráfico inferior) de *Zeus faber* en el periodo 2001-2011. Los puntos y líneas continuas representan el % estandarizado de presencia en las cuadrículas. Las líneas discontinuas son las regresiones lineales de los puntos observados. En el gráfico inferior la evolución aparece representada para los distintos estratos batimétricos: B = 50-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = >500 m).**

2.5.1.2.2. Criterio 1.2: Tamaño de la población. Indicador 1.2.1: Abundancia y/o biomasa de la población

PLATAFORMA PENINSULAR

De las 44 especies consideradas como representativas del muestreo en el área peninsular de la Demarcacion levantino balear, 15 son consideradas como sensibles y 29 como oportunistas *(tabla 8)* Considerando las biomasas de las 44 especies el BEA puede ser considerado que no se debe al azar, si al menos 30 especies cumplen los objetivos de partida (Test binomial p(30/44= 0.0226) Con los datos del año 2010 y la serie histórica disponible 24 especies cumplen los objetivos en términos de biomasa y se podría considerar que están en BEA o están recuperándose. Por lo tanto no podemos afirmar por ahora que este resultado que refleja el estado actual no sea debido a la casualidad (p-value (32/44)= 0.5721)

Tabla 27. **Abundancias estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *k*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Z_{medio} considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la abundancia de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.2.3*).**

Galeus melastomus	estable	-0.824	0
Helicolenus dactylopterus	estable	-0.166	0
Lepidorhombus boscii	Creciente-estable	-0.678	0
Merluccius merluccius	estable	-0.067	1
Phycis blennoides	Decreciente-estable	1.038	1
Lophius piscatorius	estable	0.271	1
Scorpaena notata	estable	1.238	1
Scyliorhinus canicula	Creciente-estable	0.361	1
Chelidonichthys lastoviza	estable	2.612	1
Lophius budegassa	Creciente-estable	3.183	1
Zeus faber	creciente	-0.434	1

Tabla 28. **Abundancias estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *r*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Z_{medio} considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la abundancia de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.3.3*).**

Serranus cabrilla	estable	0.08640657	1
Arnoglossus thori	Creciente - estable	0.12468707	1
Mullus barbatus	Creciente - estable	0.26720585	1
Diplodus annularis	estable	0.39580543	1
Trisopterus m. capelanus	Creciente - estable	1.20275651	1
Pagellus bogaraveo	Creciente - estable	1.27944608	1
Spicara maena	Creciente - estable	1.62015848	1
Gadiculus argenteus	estable	1.62459262	1
Pagellus erythrinus	Creciente - estable	1.96668613	1
Nezumia aequalis	estable	-1.45329402	1
Serranus hepatus	estable	-1.15371042	1
Lepidotrigla cavillone	Creciente-estable	-0.98741391	0
Uranoscopus scaber	Decreciente-estable	-0.88603175	0
Arnoglossus ruepelli	Decreciente-estable	-0.88022511	0
Antonogadus megalokinodon	Decreciente	-0.86352939	0
Deltentosteus quadrimaculatus	Decreciente-estable	-0.714968355	0
Gobius niger	Decreciente-estable	-0.659467462	0
Trachinus draco	estable	-0.639311993	1
Hymenocephalus italicus	estable	-0.611086881	1
Symphurus nigrescens	Decreciente	-0.602555718	0
Lesueurigobius friesii	Decreciente	-0.584345183	0

Blennius ocellaris	Decreciente-estable	-0.581033902	0
Lepidopus caudatus	estable	-0.513773392	0
C. coelorhynchus	estable	-0.50289375	0
Micromesistius poutassou	Creciente	-0.454457626	1
Arnoglossus laterna	estable	-0.430711328	1
Callionymus maculatus	estable	-0.417586257	1
Citharus linguatula	Decreciente-estable	-0.350527131	1
Mullus surmuletus	Creciente - estable	-0.061867782	1
Pagellus acarne	Decreciente-estable	-0.01041411	1

Tabla 29. **Biomasas estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *k*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Z_{medio} considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la biomasa de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.3.3*).**

Especie	Tendencia	Z_{actual}	Estado
Galeus melastomus	estable	-0.720	0
Helicolenus dactylopterus	estable	-0.139	0
Lepidorhombus boscii	Creciente-estable	0.021	0
Merluccius merluccius	estable	0.344	1
Phycis blennoides	Decreciente-estable	1.396	1
Lophius piscatorius	estable	-0.305	1
Scorpaena notata	estable	-0.114	1
Scyliorhinus canicula	Creciente-estable	1.121	1
Chelidonichthys lastoviza	estable	2.855	1
Lophius budegassa	Creciente-estable	1.945	1
Zeus faber	creciente	-0.416	1

***Tabla 30*. Biomasas estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *r*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Z_{medio} considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la biomasa de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.3.3*).**

Especie	Tendencia	Z_{actual}	Estado
Serranus cabrilla	estable	-0.01633667	1
Arnoglossus thori	Creciente - estable	-0.21558722	1
Mullus barbatus	Creciente - estable	0.3789621	1
Diplodus annularis	estable	0.3175432	1
Trisopterus m. capelanus	Creciente - estable	1.55974582	1
Pagellus bogaraveo	Creciente - estable	1.11756378	1
Spicara maena	Creciente - estable	1.28819453	1
Gadiculus argenteus	estable	2.48473093	1
Pagellus erythrinus	Creciente - estable	2.10419334	1
Nezumia aequalis	estable	-1.11562354	1
Serranus hepatus	estable	-1.15738277	1
Lepidotrigla cavillone	Creciente-estable	-1.05612041	0
Uranoscopus scaber	Decreciente-estable	-0.86235053	0
Arnoglossus ruepelli	Decreciente-estable	-1.00534251	0
Antonogadus megalokinodon	Decreciente	-0.5780881	0
Deltentosteus quadrimaculatus	Decreciente-estable	-0.51780871	0
Gobius niger	Decreciente-estable	-0.81167945	0
Trachinus draco	estable	-0.52589804	1
Hymenocephalus italicus	estable	-0.75382856	1
Symphurus nigrescens	Decreciente	-0.69448619	0
Lesueurigobius friesii	Decreciente	-0.50031279	0

Blennius ocellaris	Decreciente-estable	-0.27785349	0
Lepidopus caudatus	estable	-0.83931612	0
C. coelorhynchus	estable	-0.40317211	0
Micromesistius poutassou	Creciente	-0.50080275	1
Arnoglossus laterna	estable	-0.59562881	1
Callionymus maculatus	estable	-0.58045675	1
Citharus linguatula	Decreciente-estable	-0.33049723	1
Mullus surmuletus	Creciente - estable	-0.13452746	1
Pagellus acarne	Decreciente-estable	0.34028144	1

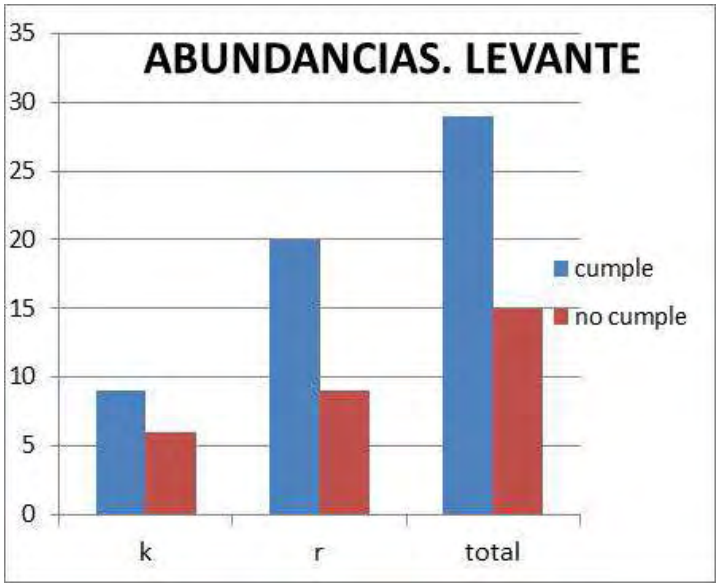


Figura 103. **Número de especies que cumplen (negro)/no cumplen (gris) los criterios de BEA, según estrategia vital y para el total, en base a sus abundancias.**

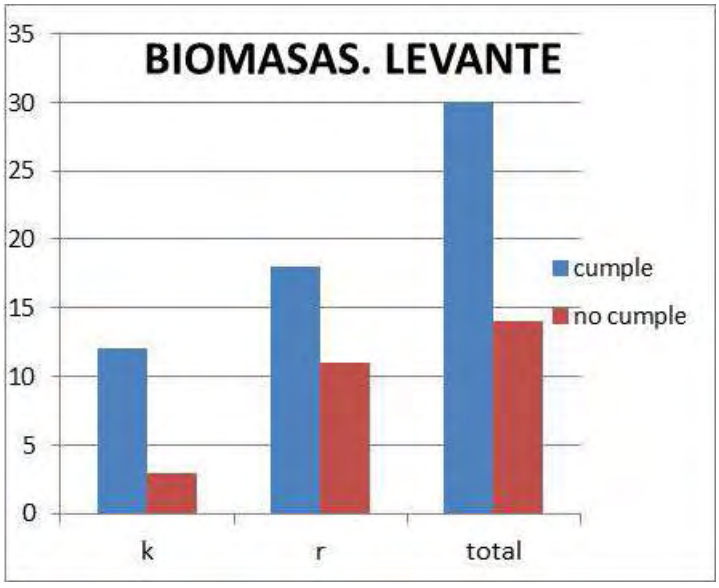


Figura 104. **Número de especies que cumplen (negro)/no cumplen (gris) los criterios de BEA, según estrategia vital y para el total, en base a sus biomasas.**

A modo de evaluación global se puede concluir que el tamaño de las poblaciones de la comunidad de peces demersales cumple en general los criterios de BEA y que esto se da también para especies tipo *k* y *r* por separado, aunque en el primer caso no de forma significativa.

Las *Tablas 31 y 32* resumen los resultados de los análisis de las tendencias y valores de *Z-score* en base a la abundancia de las especies. Las mayoría de especies vulnerables (estrategia vital tipo *k*), *Lepidorhombus boscii, Merluccius merluccius*, *Raja clavata, Scorpaena scrofa*, *Scyliorhinus canicula*, *Trigla lyra* y *Zeus faber*, cumplen los criterios para poder considerar que se encuentran en buen estado ambiental (BEA), mientras que sólo tres de ellas, *Galeus melastomus, Helicolenus dactylopterus,* y *Phycis blennoides,* no cumplen los criterios de BEA. Lo mismo ocurre con las especies con estrategia vital tipo *r*, para las cuales también son mayoría las que cumplen con los criterios de BEA, *Arnoglossus rueppelii, Arnoglossus thori*, *Blennius ocellaris*, *Coelorinchus caelorhincus, Chelidonichthys cuculus*, *Chlorophthalmus agassizi, Citharus linguatula, Gadiculus argenteus, Lepidotrigla cavillone, Micromesistius poutassou, Mullus barbatus, Mullus surmuletus, Nezumia aequalis, Pagellus acarne, Pagellus erythrinus, Peristedion cataphractum*, *Scorpaena notata, Serranus cabrilla*, *Serranus hepatus, Synchiropus phaeton*, *Trachinus draco* y *Trisopterus minutus*, mientras que sólo dos ellas*, Chelidonichthys lastoviza* y *Glossanodon leioglossus,* no cumplen esos criterios.

Las *tablas 33 y 34* resumen los resultados de los análisis de las tendencias y de los *Z-score* en base a la biomasa de las especies. También en este caso son mayoría las especies tipo *k* que cumplen los criterios de BEA, *G. melastomus, H. dactylopterus, L. boscii, R. clavata, S. scrofa, S. canicula* y *T. lyra*, mientras que sólo tres de ellas, *M. merluccius, P. blennoides* y *Z. faber*, no cumplen con esos criterios. Las especies tipo *r* que cumplen los criterios de BEA son *A. rueppelii, A. thori, B. ocellaris, C. caelorhincus, C. agassizi, C. linguatula, G. argenteus, L. cavillone, M. poutassou, M. barbatus, M. surmuletus, N. aequalis, P. acarne, P. erythrinus, P. cataphractum, S. hepatus, S. phaeton, T. draco* y *T. minutus*, mientras que las que no los cumplen son *C. cuculus, C. lastoviza, G. leioglossus, S. notata* y *S. cabrilla.*

Entre las especies tipo *k* que en el último año experimentaron las mayores variaciones en su abundancia respecto a su media durante la serie histórica de datos cabe destacar *T. lyra* y *S. scrofa* en cuanto a incrementos (≈2 y 1.2 unidades de desviación estándar, respectivamente), y *G. melastomus* y *P. blennoides* en cuanto a descensos (≈-0.6 ambos); mientras que en cuanto a biomasa destacarían *T. lyra* y *R. clavata* en cuanto a incrementos (≈2 y 1 unidades de desviación estándar, respectivamente), y *Z. faber* y *M. merluccius* en cuanto a descensos (≈-1 y -0.8, respectivamente).

La mayoría de especies presentan una tendencia muy similar, e incluso solapada, de los valores de *Z* calculados a partir de la abundancia o la biomasa a lo largo de la serie histórica de datos (Apéndice 2). Sólo en los casos de *Z. faber* (tipo *k*) y *M. poutassou* (tipo *r*) existen diferencias sustanciales en cuanto a la serie de valores anuales de *Z* calculados a partir de la abundancia y la biomasa (Anexo 2). En el caso de *Z. faber* estas diferencias tienen como resultado que la especie cumpla los criterios de BEA para abundancia pero no para biomasa, lo cual, podría explicarse si se tiene en cuenta que, aunque *Z. faber* es una especie frecuente y cumple los criterios de inclusión para los análisis, es relativamente poco abundante, lo cual la hace muy sensible a variaciones de talla y abundancia, aunque éstas sean debidas a un número limitado de individuos. En el caso de *M. poutassou* las diferencias en los valores de *Z* no son lo suficientemente importantes como para hacer que la evaluación del estado de la especie sea distinta según proceda de datos de abundancia o de biomasa. *M. poutassou* es una especie muy abundante en determinados años, y las diferencias en la serie de valores anuales de *Z* estarían más relacionas con la captura de

reclutamiento en determinados años y con el hecho de que cuando esta especie aparece suele hacerlo en gran número.

También se da el caso de especies que presentan valores similares e igual tendencia a lo largo de la serie histórica para los índices de abundancia y biomasa, pero que no se encuentran en el mismo estado debido a la variación que experimenta la Z_{actual} cuando se calcula a partir de uno u otro índice, debido probablemente a variaciones en las tallas y abundancia de reclutas de estas especies. Así, *G. melastomus* y *H. dactylopterus* (tipo *k*) no cumplen los criterios de BEA cuando se trata de abundancia, mientras que sí los cumplen cuando se trata de biomasa *(Tablas 31 y 33).* Y lo mismo pasa con *M. merluccius* (tipo *k*), y *S. notata* y *S. cabrilla* (ambas tipo *r*) que cumplen con los criterios de BEA para abundancia pero no para biomasa *(Tablas 31 a 34).*

Sin embargo, y pese a las diferencias puntuales enumeradas entre la evaluación a partir de abundancia y la evaluación a partir de biomasa, los resultados de la evaluación a nivel global para la comunidad de peces demersales son muy similares. Las *Figuras 105 y 106* resumen el número de especies que cumplen/no cumplen los criterios de BEA para el total y según estrategia vital. Aunque el número de especies tipo *k* que cumplen los criterios de BEA (7) es mayor que el número de especies que no lo cumplen (3), la proporción no es significativamente distinta de un 50%, la cual tiene el límite de significación en 9/1 (p= 0.021) de especies que cumplen/no cumplen los criterios. En el caso de especies tipo *r*, 22 y 19 de las 24 seleccionadas cumplen los criterios de BEA para abundancia y biomasa, respectivamente. Estas proporciones son significativamente distintas de un 50%, la cual tiene el límite de significación en 18/6 (p= 0.023). Si tenemos en cuenta el total de especies, *k* y *r*, 29 y 26 de las 34 especies seleccionadas cumplen los criterios de BEA para abundancia y biomasa, respectivamente. Estas proporciones son significativamente distintas de un 50%, la cual tiene el límite de significación en 24/10 (p= 0.024).

A modo de evaluación global se puede concluir que el tamaño de las poblaciones de la comunidad de peces demersales cumple en general los criterios de BEA, y que esto se da también para especies tipo *k* y *r* por separado, aunque en el primer caso no de forma significativa.

***Tabla 31*. Abundancias estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *k*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2011, y el valor de Z_{medio} considerando los 11 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la abundancia de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.2.3*).**

Especie	Tendencia	Z_{actual}	Estado
Galeus melastomus	estable	-0.682	0
Helicolenus dactylopterus	estable	-0.517	0
Lepidorhombus boscii	estable	0.447	1
Merluccius merluccius	estable	-0.067	1
Phycis blennoides	estable	-0.607	0
Raja clavata	creciente	0.719	1
Scorpaena scrofa	estable	1.238	1
Scyliorhinus canicula	estable	-0.126	1
Trigla lyra	creciente	2.003	1
Zeus faber	creciente	-0.074	1

Tabla 32. **Abundancias estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *r*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2011, y el valor de Z_{medio} considerando los 11 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la abundancia de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.3.3*).**

Especie	Tendencia	Z_{actual}	Estado
Arnoglossus rueppelii	decreciente	-0.860	1
Arnoglossus thori	estable	0.526	1
Blennius ocellaris	estable	0.537	1
Coelorinchus caelorhincus	estable	-0.861	1
Chelidonichthys cuculus	estable	0.870	1
Chelidonichthys lastoviza	estable	1.109	0
Chlorophthalmus agassizi	estable	0.054	1
Citharus linguatula	estable	-0.220	1
Gadiculus argenteus	estable	-0.463	1
Glossanodon leioglossus	creciente	1.917	0
Lepidotrigla cavillone	estable	-0.297	1
Micromesistius poutassou	estable	-0.571	1
Mullus barbatus	estable	-0.892	1
Mullus surmuletus	estable	-0.665	1
Nezumia aequalis	decreciente	-0.594	1
Pagellus acarne	creciente	-0.122	1
Pagellus erythrinus	estable	0.039	1
Peristedion cataphractum	estable	0.324	1
Scorpaena notata	estable	0.841	1
Serranus cabrilla	estable	0.795	1
Serranus hepatus	estable	-0.542	1
Synchiropus phaeton	estable	-0.534	1
Trachinus draco	estable	0.333	1
Trisopterus minutus	estable	-0.781	1

***Tabla 33*. Biomasas estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *k*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2011, y el valor de Z_{medio} considerando los 11 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la biomasa de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.3.3*).**

Especie	Tendencia	Z_{actual}	Estado
Galeus melastomus	estable	-0.226	1
Helicolenus dactylopterus	estable	0.104	1
Lepidorhombus boscii	estable	0.860	1
Merluccius merluccius	estable	-0.811	0
Phycis blennoides	decreciente	-0.765	0
Raja clavata	creciente	1.056	1
Scorpaena scrofa	estable	0.745	1
Scyliorhinus canicula	estable	0.429	1
Trigla lyra	creciente	1.946	1
Zeus faber	estable	-1.009	0

Tabla 34. **Biomasas estandarizadas (*Z*-scores) para las especies tipo *r*. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2011, y el valor de Z_{medio} considerando los 11 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la biomasa de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de *Z* (ver apartado *2.3.1.3.3*).**

Especie	Tendencia	Z_{actual}	Estado
Arnoglossus rueppelii	decreciente	-0.822	1
Arnoglossus thori	estable	0.345	1
Blennius ocellaris	estable	0.678	1
Coelorinchus caelorhincus	estable	-0.726	1
Chelidonichthys cuculus	estable	1.052	0
Chelidonichthys lastoviza	estable	1.395	0
Chlorophthalmus agassizi	estable	0.058	1
Citharus linguatula	estable	-0.250	1
Gadiculus argenteus	estable	-0.562	1
Glossanodon leioglossus	estable	1.243	0
Lepidotrigla cavillone	estable	-0.416	1
Micromesistius poutassou	estable	-0.872	1
Mullus barbatus	estable	-0.877	1
Mullus surmuletus	estable	-0.695	1
Nezumia aequalis	decreciente	-0.497	1
Pagellus acarne	creciente	-0.574	1
Pagellus erythrinus	estable	-0.838	1
Peristedion cataphractum	estable	-0.070	1
Scorpaena notata	estable	1.463	0
Serranus cabrilla	estable	1.354	0
Serranus hepatus	estable	-0.556	1
Synchiropus phaeton	estable	0.031	1
Trachinus draco	estable	0.948	1
Trisopterus minutus	estable	-0.809	1

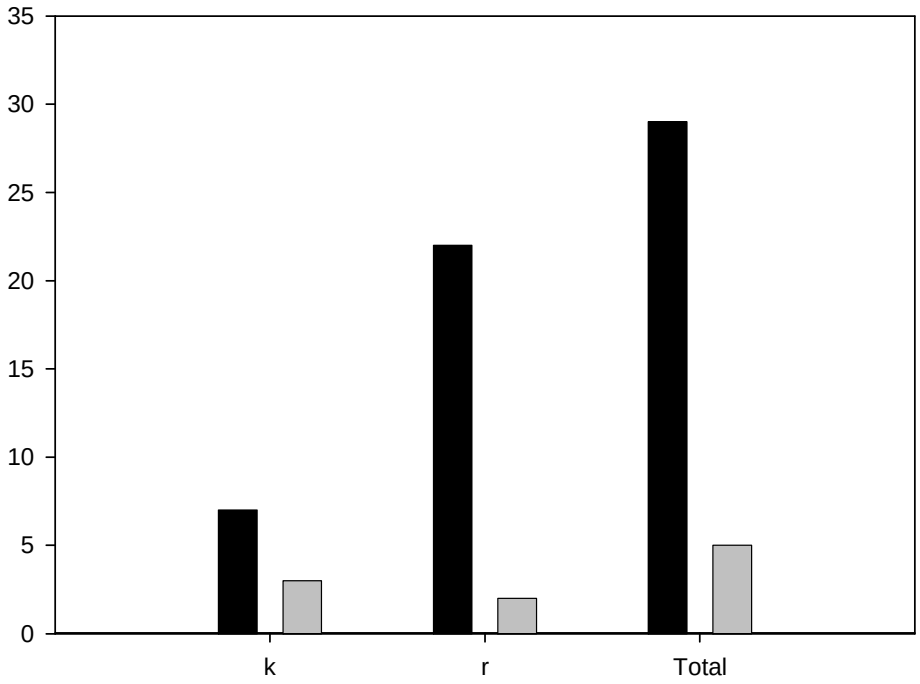


Figura 105. **Número de especies que cumplen (negro)/no cumplen (gris) los criterios de BEA, según estrategia vital y para el total, en base a sus abundancias.**

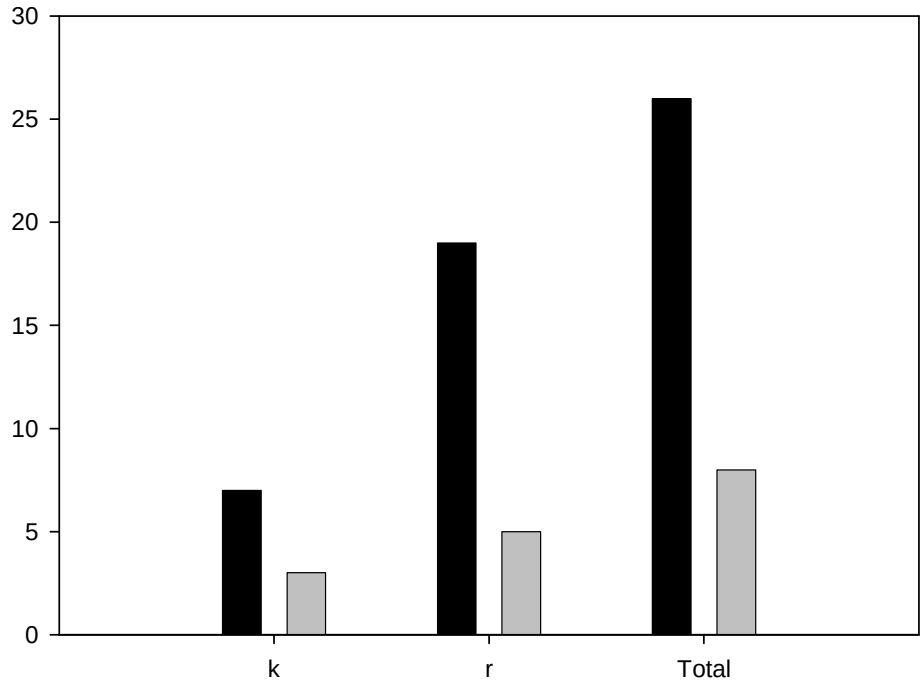


Figura 106**. Número de especies que cumplen (negro)/no cumplen (gris) los criterios de BEA, según estrategia vital y para el total, en base a sus biomasas.**

2.5.1.2.3. Criterio 1.3: Estado de la población. Indicador 1.3.1: Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas.

PLATAFORMA PENINSULAR

Este indicador ha sido calculado para cada año de muestreo desde 1994 hasta el 2010, sobre un grupo de especie fijo en cada año. Las especies que componían este grupo son las mismas utilizadas en otros indicadores del mismo D1.

Las especies han sido agrupadas en función de la talla en especies "grandes" (especies cuyo 95° percentil de la talla alcanzaba o superaba por al menos en un año el umbral de 30 cm), y especies "pequeñas" (especies cuyo 95° percentil de la talla no alcanzaba nunca el umbral de 30 cm).

Como se puede ver en las *figuras 107 y 108*, relativas a las especies pequeñas, este indicador enseña un patrón bastante estable a lo largo de los años para la mayoría de las especies consideradas. Excepto por *Helicolenus dactylopterus*, *Micromesistius poutassou* y *Trisopterus minutus*. Estas tres especies muestran a lo largo de los años un patrón fuertemente inestable debido probablemente a la coincidencia del muestreo con algunos picos de reclutamiento de estas especies en ciertos años. Los 95° percentiles de las tallas varían entre 7 y 32 cm para *Lesueurigobius friesii* y *Helicolenus dactylopterus* respectivamente.

Como se puede ver en la *figura 109* relativa a las especies grandes, la situación es bastante estable por al menos la mitad de las especies analizadas. Entre las especies que presentan más variabilidad interanual, algunas especies muestran un rango de tallas bastante amplio a lo largo de los años i.e. *Galeus melastomus* (28-57 cm), *Lophius budegassa* (46-71 cm), *Merluccius merluccius* (16-35 cm), *Phycis blennoides* (19-49 cm), *Zeus faber* (33-55 cm).

Las variaciones de tanto en las especies grandes como en las especies pequeñas podrían ser debidas a varias causas. Por ejemplo a la distribución geográfica (p. Ej. Lophius piscatorius), a la presencia o abundancia de eventos de reclutamiento coincidentes con el muestreo (p. Ej. *Merluccius merluccius*, *Capros aper*, *Helicolenus dactylopterus*).

De todas formas un buen número de especies muestra un patrón estable (c.ca 26 sobre un total de 43). Considerando que el indicador responde a las presiones pesqueras y que la mayoría de estas especies son estables, es posible afirmar que, aunque la tendencia al crecimiento no sea significativa, se nota una estabilidad del 95° percentil de la talla. Con lo cual se puede aducir que estas poblaciones se encuentran en una situación de buen estado ambiental.

Aunque algunas de las especies como son *Cepola rubesens, Citharus linguatula o Lepidopus caudatus,* parecen seguir un patrón de aumento o descenso al menos en un tramo de la serie histórica de datos, ninguna de ellas llega a mostrar una tendencia significativa. En general la falta de tendencia y las oscilaciones en torno a un valor son el patrón más común para la mayoría de especies. Con todo, debemos considerar que este indicador, sensible a la presión pesquera, se mantiene por lo general estable, y que por tanto la comunidad de peces demersales cumple el criterio de BEA para el percentil 95%.

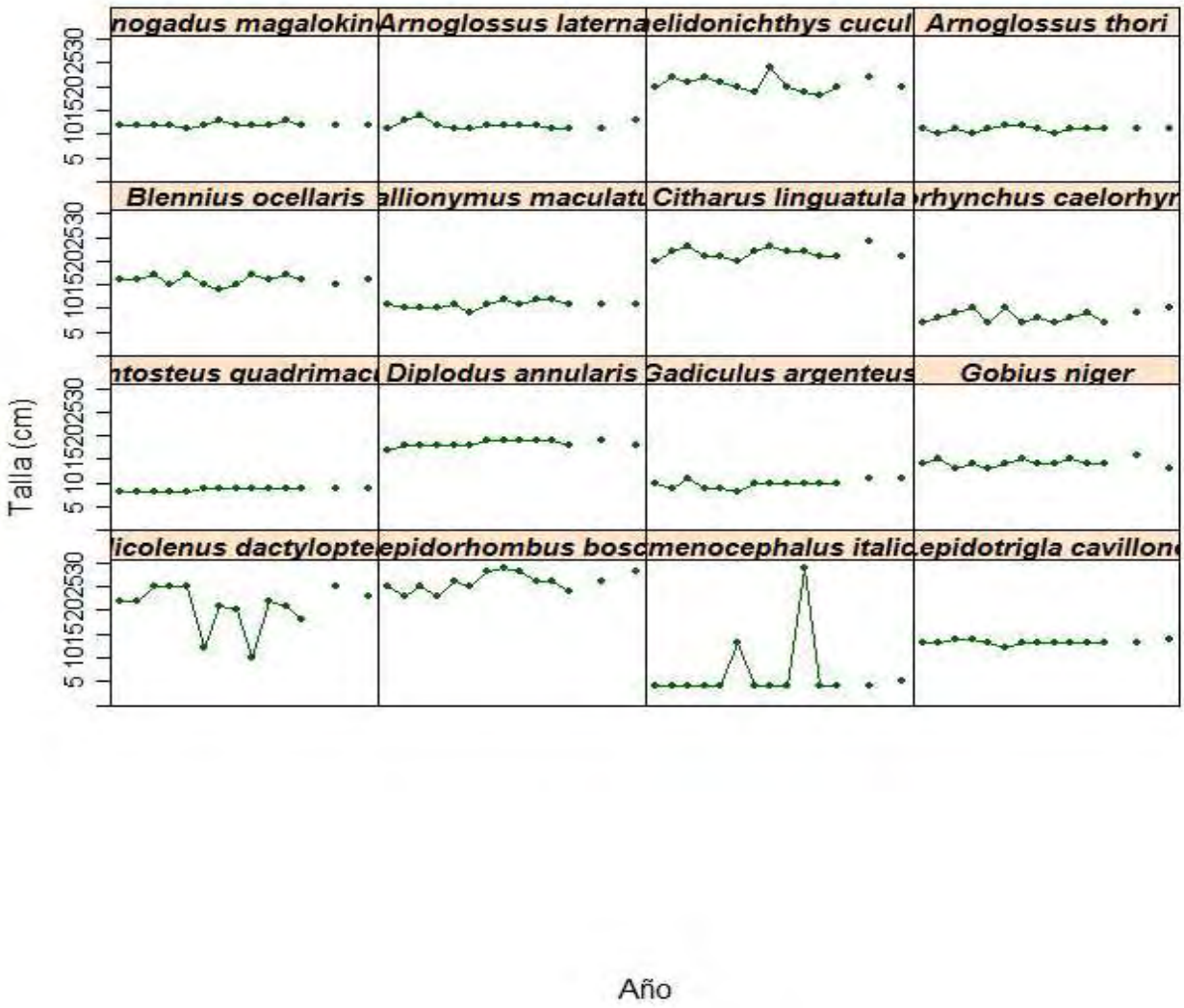


Figura 107. **Evolución temporal de la talla máxima media para las especies "pequeñas" (por debajo de la talla umbral de 30 cm).**

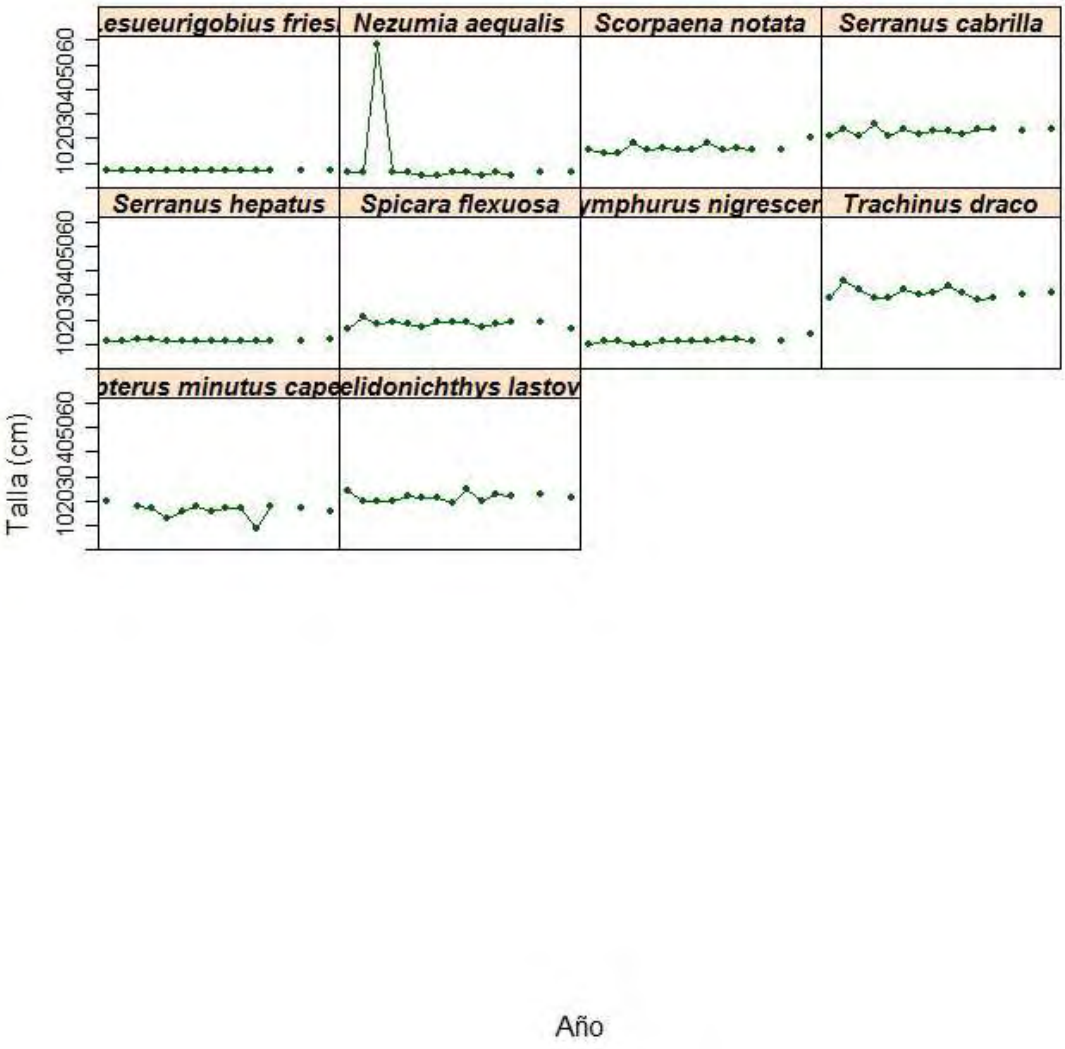


Figura 108. **(cont.) Evolución temporal de la talla máxima media para las especies "pequeñas" (por debajo de la talla umbral de 30 cm).**

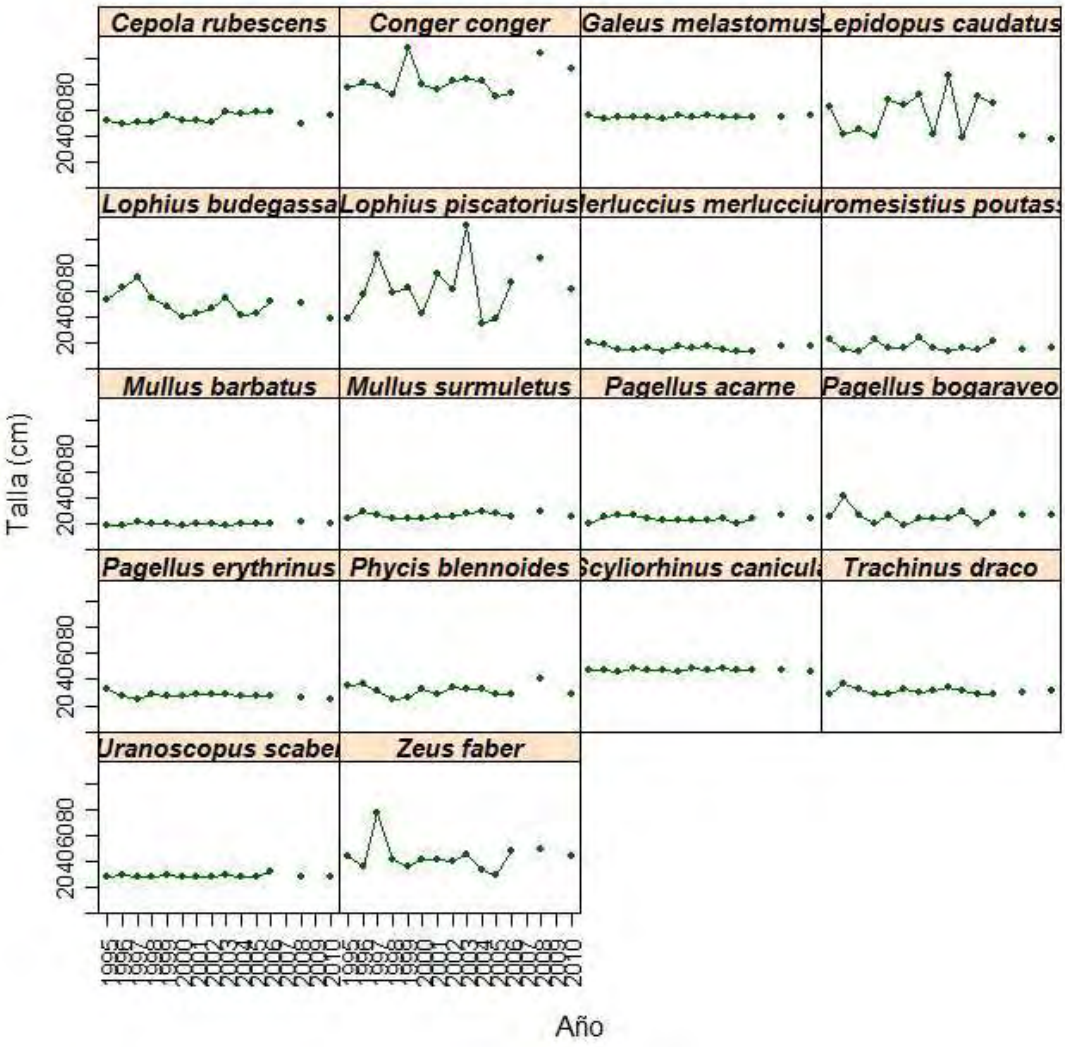


Figura 109. **Evolución temporal de la talla máxima media para las especies "grandes" (por encima de la talla umbral de 30 cm).**

ISLAS BALEARES

A continuación se comentan, especie por especie, los gráficos de la evolución del percentil 95% para las especies demersales más importantes de las Islas Baleares, que en general muestran fluctuaciones con forma de "dientes de sierra" y no una tendencia clara en la evolución temporal de este indicador con lo que ningún ajuste mediante regresión lineal ha sido significativo:

Arnoglossus rueppelii: El percentil 95% no varía mucho de un año a otro; el rango de valores de la serie está entre los 12 y los 13.5 cm.

Arnoglossus thori: Escaso rango de variación a lo largo de la serie histórica. Sus valores máximos y mínimos son de 12 y 11 cm respectivamente.

Blennius ocellaris: El percentil 95% fluctúa en torno a los 16 cm con un máximo en 2001 (17 cm) y un mínimo en 2003 (14 cm), y valores muy similares para el resto de la serie.

Coelorinchus caelorhincus: El percentil varía entre el mínimo de 5.5 cm de 2005 y los 8 cm de 2009. Debe tenerse en cuenta que la longitud de esta especie no es total sino anal, por lo que la variación observada es importante.

Chelidonichtys cuculus: Para esta especie el percentil 95% varía entre 18 y 21 cm. Aunque el ajuste por regresión lineal tampoco fuera significativo en este caso, parece que hubo cierto aumento del percentil 95% entre 2001 y 2006 manteniéndose constante y en torno a 20.5 cm hasta 2011.

Chelidonichtys lastoviza: El percentil 95% no varía mucho de un año a otro para esta especie. El rango de valores de la serie se sitúa entre los 19 y los 21cm.

Chlorophthalmus agassizi: Los valores más bajos para esta especie aparecen en la primera parte de la serie de datos, con un mínimo de 13 cm en 2005. A partir de ese año hay un aumento hasta un máximo de 18 cm en 2010.

Citharus linguatula: Pocas variaciones. El rango de valores de la serie se sitúa entre los 19 y los 21 cm con fluctuaciones en forma de "dientes de sierra".

Gadiculus argenteus: Gráfico muy parecido al de la especie anterior, con un mínimo en 2001 (9 cm) y valores entre 10 y 11 cm para el resto de la serie.

Galeus melastomus: Rango de variación a lo largo de la serie histórica entre 28 y 55 cm, Presenta valores máximos que parecen alternarse con mínimos en un periodo de 4-5 años, aunque la serie de datos es demasiado corta como para poder afirmar que se trata de un patrón que se repite con esa frecuencia.

Glossanodon leioglossus: Valores mínimos al principio de la serie (en torno a 11 cm), con un incremento a partir de 2003, manteniéndose constante en torno a 13 cm hasta 2011.

Helicolenus dactylopterus: Presenta un mínimo en 2001 (14 cm) y un progresivo aumento hasta los valores máximos de 2010 y 2011 (23 y 22.5 cm, respectivamente), aunque la tendencia no es significativa.

Lepidorhombus boscii: Esta especie parece mostrar una tendencia a la baja en el percentil 95%. Los valores más altos se encuentran en los primeros años de la serie (en torno a 29-30 cm) y va descendiendo paulatinamente hasta los 25.5 cm de 2011.

Lepidotrigla cavillone: Escasa variación del percentil 95%. El rango de valores de la serie está entre los 12 y los 13cm.

Merluccius merluccius: Esta especie presenta los valores más altos de la serie en los 3 primeros años con un máximo de 34 cm en el 2003. A partir de ese año el valor del percentil baja hasta los 26 cm, manteniéndose en torno a ese valor, aunque con variaciones y un mínimo en 2009 (22 cm), hasta 2011.

Micromesistius poutassou: Valores constantes entorno a 29-30 cm, excepto para los años 2009 y 2010 para los que el percentil se sitúa entre 11-12 cm probablemente debido a la captura de reclutamiento.

Mullus barbatus: Valores máximos y mínimos del percentil de 19 y 21 cm respectivamente. Prácticamente estable en toda la serie histórica de datos.

Mullus surmuletus: El rango de distribución del percentil 95% varía entre 21 y 24 cm para esta especie. No se observa ningún tipo de tendencia.

Nezumia aequalis: Pocas variaciones, con valores en torno a 5.5 cm excepto para el año 2003 en que se registra el mínimo en 3.5 cm.

Pagellus acarne: Sus valores máximos y mínimos son de 21.5 cm en 2008 y 17 cm en 2001, respectivamente. Exceptuando estos valores, la especie presenta un estrecho rango de variación.

Pagellus erythrinus: Aunque no muestra una tendencia significativa, existe una fuerte disminución del valor del percentil 95% durante los 4 primeros años de la serie, cayendo desde los 29 cm para después estabilizarse en torno a 24 cm. Su valor mínimo, 21.5 cm, se registra en 2011.

Peristedion cataphractum: Presenta un valor mínimo de 19 cm en 2001 y fluctuaciones entre 26 y 32 cm durante el resto de la serie.

Phycis blennoides: Esta especie presenta un rango de variación a lo largo de la serie histórica un poco superior al resto de las especies, ya que la diferencia entre sus valores extremos es de 11 cm. Su máximo histórico es de 35 cm y el mínimo de 24 cm.

Raja clavata: Valores del percentil 95% fluctuando en torno a los 77 cm durante toda la serie, con un mínimo de 71 cm en el 2004 y un máximo de 83 cm en el 2005.

Scorpaena notata: No muestra ninguna tendencia en la serie histórica, con valores que fluctúan en torno a 15.5 cm. Sus valores máximos y mínimos son de 16.5 cm en 2008 y 2009, y 14.5 cm en 2007, respectivamente.

Scorpaena scrofa: Variación del rango de valores del percentil 95% entre los 28 y los 34 cm sin que aparezca ninguna tendencia.

Scyliorhinus canicula: Escasa variación del rango de distribución del percentil 95% (entre 44 y 46 cm).

Serranus hepatus: Escasa variación en los valores del percentil 95%. Sus valores máximos y mínimos son de 10.5 y 10 cm respectivamente.

Serranus cabrilla: Igual que para la anterior especie con rango de valores entre los 21 y los 22.5 cm.

Synchiropus phaeton: Los valores del percentil 95% se mantienen estables en torno a 19.5 cm entre 2001 y 2006, con un incremento a partir de 2007 hasta los 22 cm de 2010 y 2011.

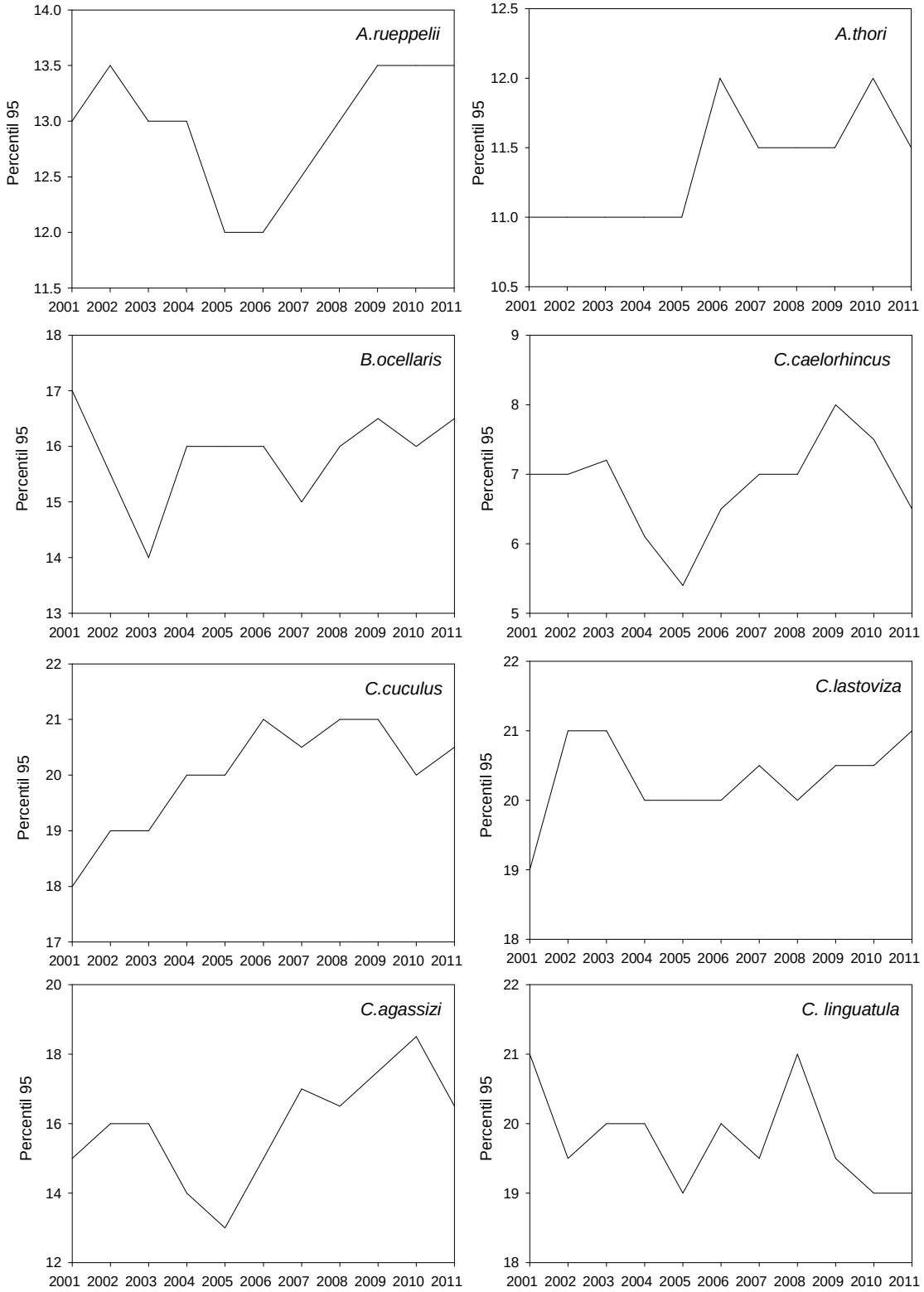
Trachinus draco: Valor mínimo del percentil 95% en 2001 con 21 cm. Resto de la serie histórica sin tendencia y con fluctuaciones en torno a 23.5 cm.

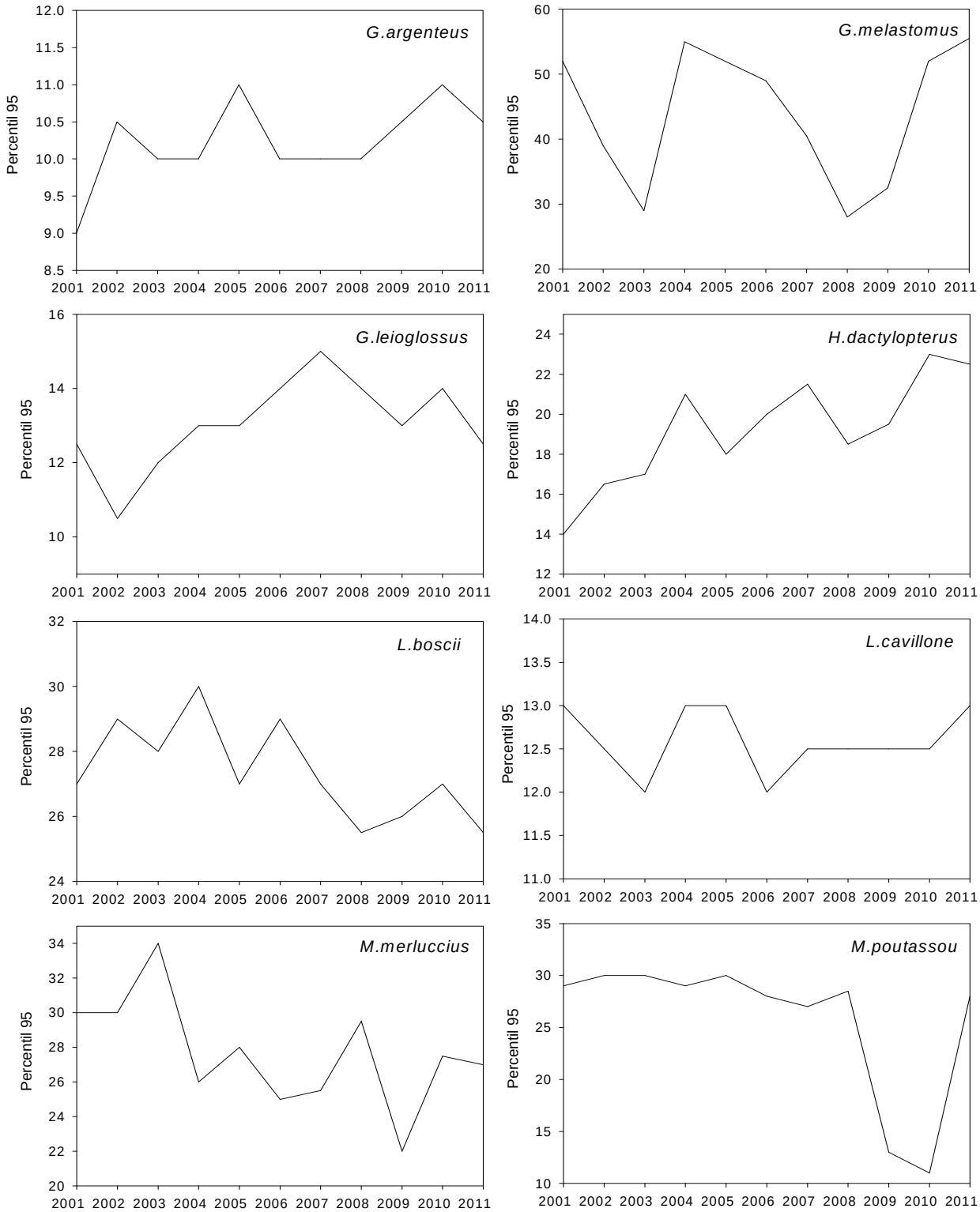
Trigla lyra: Máximo histórico del percentil 95% en 2001 con 48 cm. A partir de ese año los valores descienden progresivamente hasta el mínimo de 2005 con 27 cm. En el 2006 parece que se inicia un periodo de incremento paulatino que recupera hasta los 38 cm en 2011.

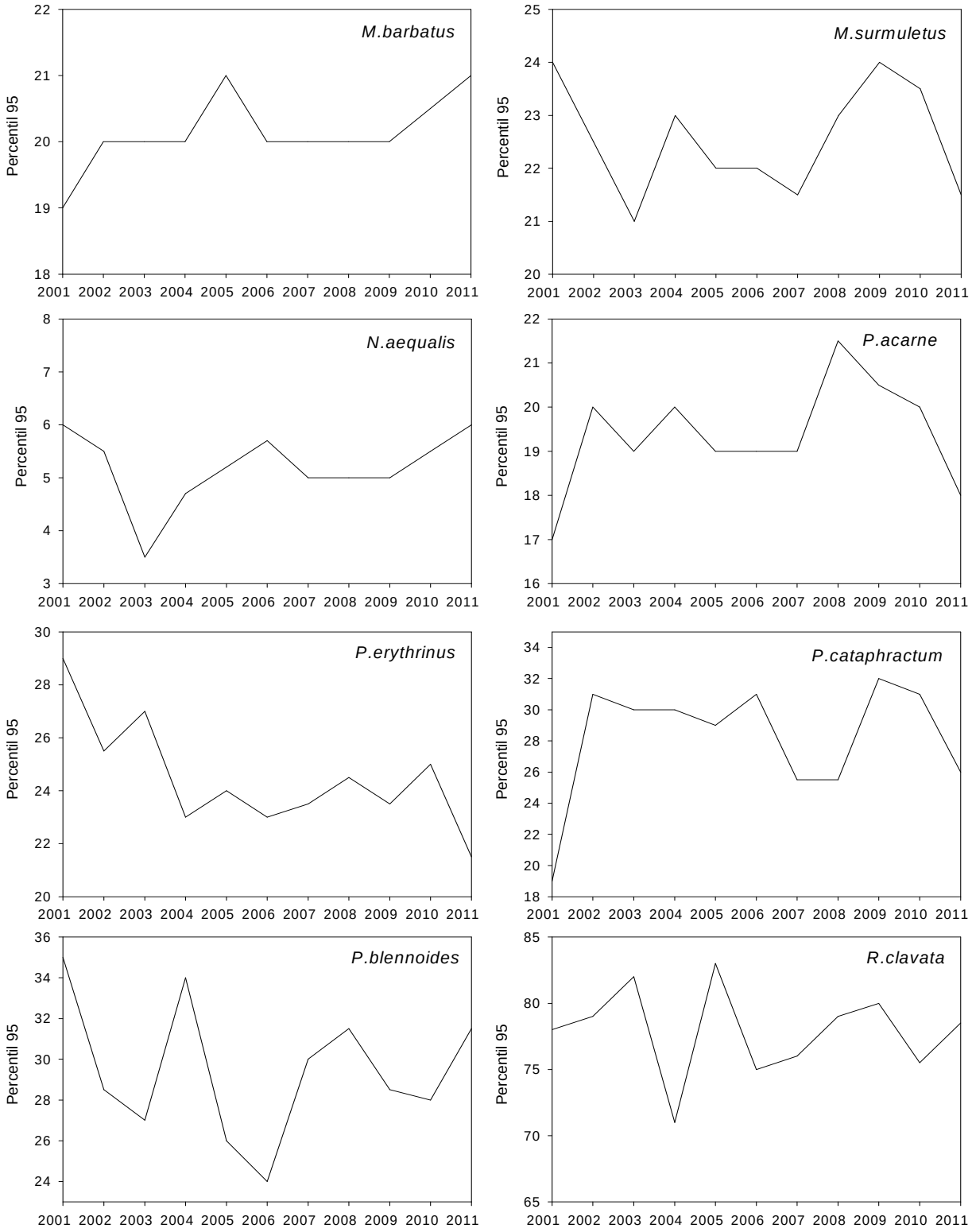
Trisopterus minutus: Fluctuaciones del percentil 95% sin una tendencia clara, con un mínimo en 2005 con 10 cm y un máximo en 2009 con 17.5 cm.

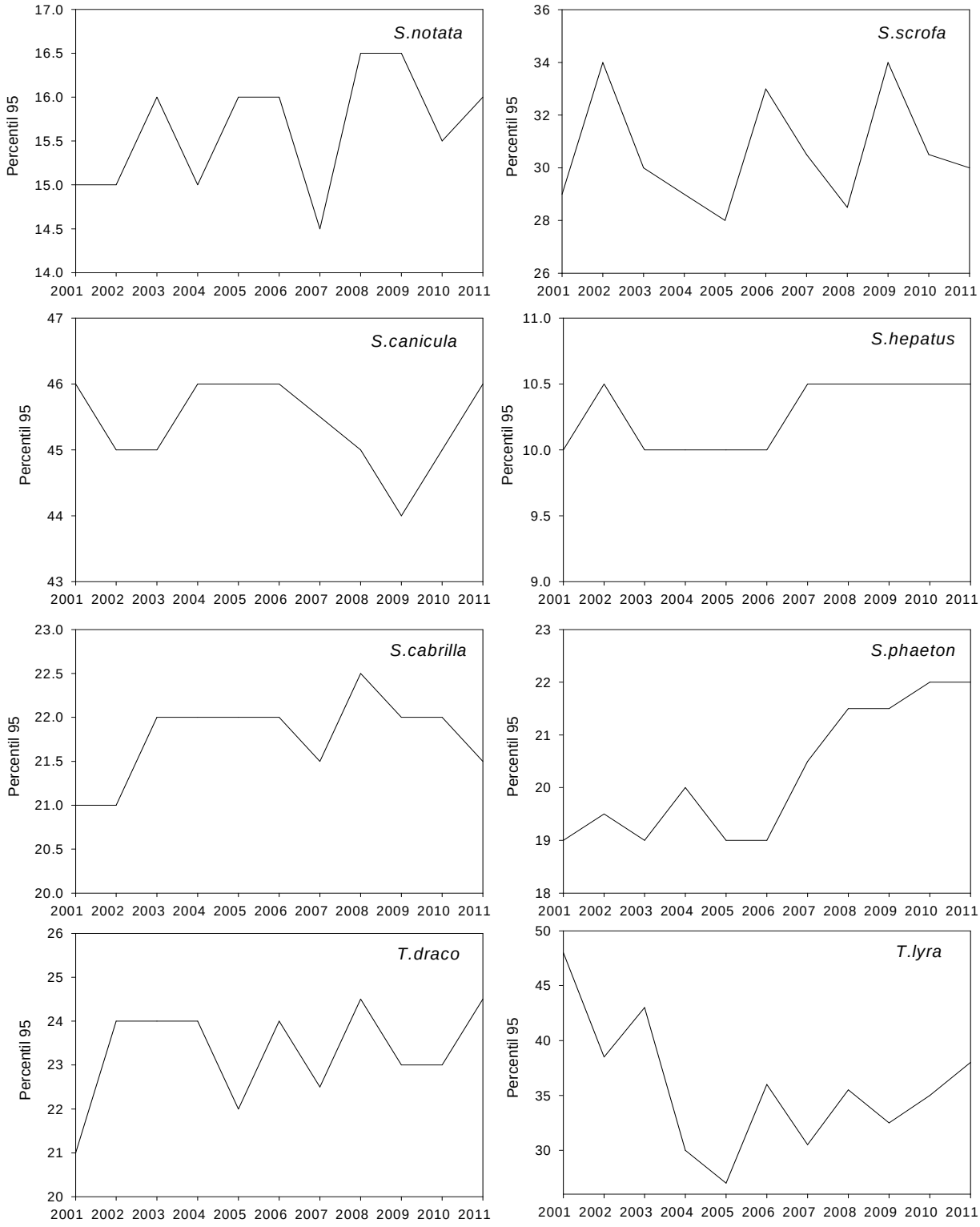
Zeus faber: Fluctuaciones del percentil 95% en torno a los 51 cm sin mostrar una tendencia clara. Rango de valores de la serie entre los 47.5 cm de 2005 y los 55 cm de 2003.

Aunque algunas de las especies como son *C. cuculus*, *C. agassizi*, *H. dactylopterus*, *P. erythrinus*, *S. phaeton* y *T. lyra* parecen seguir un patrón de aumento o descenso al menos en un tramo de la serie histórica de datos, ninguna de ellas llega a mostrar una tendencia significativa. En general la falta de tendencia y las oscilaciones en torno a un valor son el patrón más común para la mayoría de especies. Con todo, debemos considerar que este indicador, sensible a la presión pesquera, se mantiene por lo general estable, y que por tanto la comunidad de peces demersales cumple el criterio de BEA para el percentil 95%.


A.rueppelii
Percentil 95
14.0
13.5
13.0
12.5
12.0
11.5
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
A.thori
Percentil 95
12.5
12.0
11.5
11.0
10.5
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
B.ocellaris
Percentil 95
18
17
16
15
14
13
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
C.caelorhincus
Percentil 95
9
8
7
6
5
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
C.cuculus
Percentil 95
22
21
20
19
18
17
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
C.lastoviza
Percentil 95
22
21
20
19
18
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
C.agassizi
Percentil 95
20
18
16
14
12
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
C. linguatula
Percentil 95
22
21
20
19
18
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011


G.argenteus
Percentil 95
12.0
11.5
11.0
10.5
10.0
9.5
9.0
8.5
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
G.melastomus
Percentil 95
60
50
40
30
20
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
G.leioglossus
Percentil 95
16
14
12
10
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
H.dactylopterus
Percentil 95
24
22
20
18
16
14
12
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
L.boscii
Percentil 95
32
30
28
26
24
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
L.cavillone
Percentil 95
14.0
13.5
13.0
12.5
12.0
11.5
11.0
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
M.merluccius
Percentil 95
34
32
30
28
26
24
22
20
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
M.poutassou
Percentil 95
35
30
25
20
15
10
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011


M.barbatus
Percentil 95
22
21
20
19
18
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
M.surmuletus
Percentil 95
25
24
23
22
21
20
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
N.aequalis
Percentil 95
8
7
6
5
4
3
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
P.acarne
Percentil 95
22
21
20
19
18
17
16
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
P.erythrinus
Percentil 95
30
28
26
24
22
20
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
P.cataphractum
Percentil 95
34
32
30
28
26
24
22
20
18
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
P.blennoides
Percentil 95
36
34
32
30
28
26
24
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
R.clavata
Percentil 95
85
80
75
70
65
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011


S.notata
Percentil 95
17.0
16.5
16.0
15.5
15.0
14.5
14.0
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
S.scrofa
Percentil 95
36
34
32
30
28
26
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
S.canicula
Percentil 95
47
46
45
44
43
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
S.hepatus
Percentil 95
11.0
10.5
10.0
9.5
9.0
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
S.cabrilla
Percentil 95
23.0
22.5
22.0
21.5
21.0
20.5
20.0
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
S.phaeton
Percentil 95
23
22
21
20
19
18
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
T.draco
Percentil 95
26
25
24
23
22
21
20
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011
T.lyra
Percentil 95
50
45
40
35
30
2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011

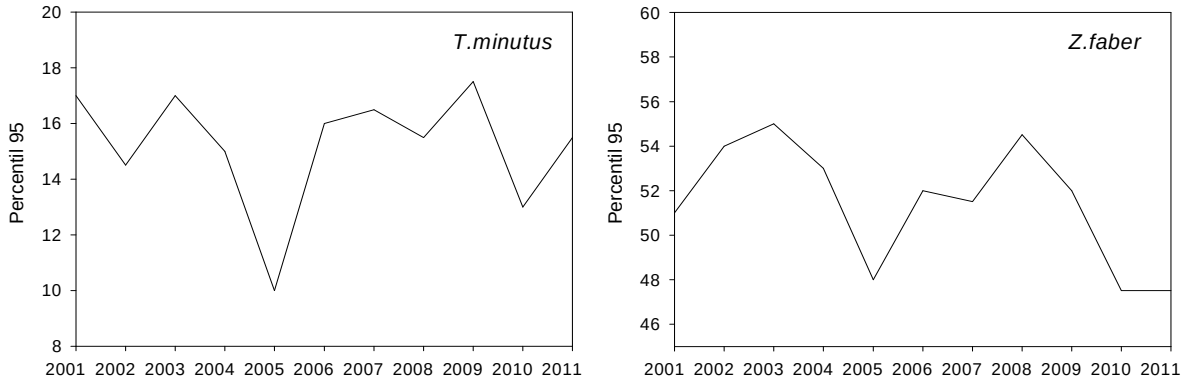


***Figura 110*: Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas de las principales especies de peces demersales en las Islas Baleares.**

2.5.1.3. Grupo funcional mamíferos marinos.

Ver documento específico elaborado para este grupo funcional.

2.5.2. Nivel de hábitat

2.5.2.1. Consideraciones generales

En relación a los hábitats costeros, y más concretamente las praderas de *P. oceanica*, de acuerdo con la información disponible y analizada se ha decidido tratar de forma conjunta todo lo relacionado con los criterios 1.4 (distribución) y 1.5 (extensión) ya que, en definitiva, se basan en la misma fuente de información: las cartografías bionómicas. Por otro lado los indicadores de estos criterios, aunque son diferentes y pueden manifestarse de forma separada, normalmente están correlacionados y daría lugar a repeticiones y redundancias en el texto. Si bien estos indicadores (límites superior e inferior de las praderas, métricas de análisis del paisaje y extensión de la pradera) tienen cada uno entidad propia, están bien definidos, tienen diferencias metodológicas claras y pueden actuar independientemente uno del otro, para este apartado del informe se va a tratar de forma conjunta para intentar realizar una análisis y evaluación global del hábitat en la demarcación. Por esta razón no se va a tratar el hábitat pradera en los apartados correspondientes al "criterio 1.4 distribución" (2.5.2.2), sino que será tratado en el apartado 2.5.2.3 del "criterio 1.5 extensión".

Respecto a las comunidades de fondos blandos circalitorales identificadas para este trabajo (apartado 2.2.1.), como ya se explicó en secciones anteriores, en este apartado se presentan por separado los resultados para los indicadores analizados en las Islas Baleares de los de la plataforma peninsular. El hecho de que las características de los hábitats, medidas como los valores de los indicadores estudiados, sean distintas en las dos zonas dentro de la misma demarcación ha llevado a realizar los cálculos por separado. A modo de ejemplo, los valores del indicador "zona del hábitat" llegan a ser más de un orden de magnitud mayores en las Islas Baleares que en el Levante de la Península Ibérica. Es más, en el Levante de la Península Ibérica, algunas de las especies estructurantes elegidas como indicadoras de los hábitats no llegan a superar el umbral preestablecido para diferenciar entre la presencia de la especie y la presencia

del hábitat correspondiente. Todo ello llevaría a que calculando, como ejemplo, el indicador antes mencionado para el conjunto de la demarcación, algunos hábitats descritos en la literatura como ampliamente distribuidos en las Islas Baleares aparecerían como muy poco frecuentes. Aún así los mapas creados para las fichas de cada hábitat abarcan toda la demarcación para una mejor situación de éstos (ver Anexo hábitats).
Cabe destacar que en el caso de las Islas Baleares sólo se ha trabajado con los datos de la serie histórica comprendidos entre 2007 y 2011, puesto que se ha considerado que algunas de las especies estructurantes (principalmente algas) para ciertos hábitats no estaban bien muestreadas en entre 2001 y 2006 debido a la falta de expertos en estas especies en las campañas BALAR-MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares. En el caso del Levante de la Península Ibérica se ha considerado la serie completa de datos disponible que abarca de 1994 a 2010.

2.5.2.2. Criterio 1.4: Distribución de los hábitats

2.5.2.2.1. Indicador 1.4.1: Área de distribución

2.5.2.2.1.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Debido a las modificaciones de origen antrópico que está sufriendo el litoral (construcción de puertos y espigones, regeneración de playas etc.) la dinámica marina litoral de muchas zonas se ve alterada. El cambio en el patrón de corrientes del litoral lleva asociado el desarrollo de procesos erosivos o de sedimentación en zonas adyacentes a las zonas modificadas. Estos procesos se manifiestan con la desaparición o aparición de playas en zonas donde nunca había habido, colmatación de puerto o marinas previamente construidas etc. Estos son procesos que actúan a una escala temporal intermedia de años. Un claro ejemplo es lo que está ocurriendo en la laguna del Mar Menor, donde se está produciendo una regresión importante de las playas de la parte exterior e interior de la barra arenosa que la separa del Mediterráneo (La Manga) como consecuencia de la construcción del puerto de San Pedro del Pinatar en el Mediterráneo al norte de la laguna, y la ruptura del intercambio de arenas entre el Mediterráneo y el Mar Menor por la urbanización de La Manga (Medina, 2011). Estos procesos a una escala de tiempo mas larga pueden hacer desaparecer las lagunas al desaparecer sus separaciones del mar.

El cambio climático es una presión que actuará a largo plazo. La subida del nivel del mar pondrá en peligro a numerosas lagunas de la demarcación levantino-balear, como por ejemplo las lagunas del Delta del Ebro y al Mar Menor.

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Los hábitats de fondos duros están presentes en todas las áreas geográficas, generalmente asociado a costas rocosas; sin embargo, debido a su pequeña extensión horizontal, en comparación con el resto de hábitats, pueden considerarse como hábitats raros en la mayoría de las zonas geográficas. En cuanto a su distribución vertical, los hábitat se extiende desde la línea de costa, hasta el límite de la plataforma continental (0-200 m); no obstante, este rango varía ampliamente, tanto a nivel de macroescala (entre regiones), como de microescala (entre y dentro de localidades). Para la Demarcación considerada, el hábitat rocoso infralitoral lo podemos

delimitar entre los 0 y los 20-40 m (Pérès y Picard, 1964), en función de la transparencia del agua. Son relativamente frecuentes aunque de pequeña extensión, y se intercalan dentro de los fondos blandos dominantes; con el incremento de la profundidad, los fondos rocosos aparecen esporádicamente, mientras que los blandos son casi exclusivos (Cognetti et al 2001).

En lo que respecta a la amplitud vertical de los pisos litorales en la Demarcación considerada, el mediolitoral no suele superar los 100cm (salvo en sectores rocosos muy expuestos al oleaje). El piso infralitoral, debido a la gran variación en la transparencia de las aguas, puede terminar a los 20m (Golfo de Valencia) o alcanzar los 40m de profundidad (Baleares, Murcia).

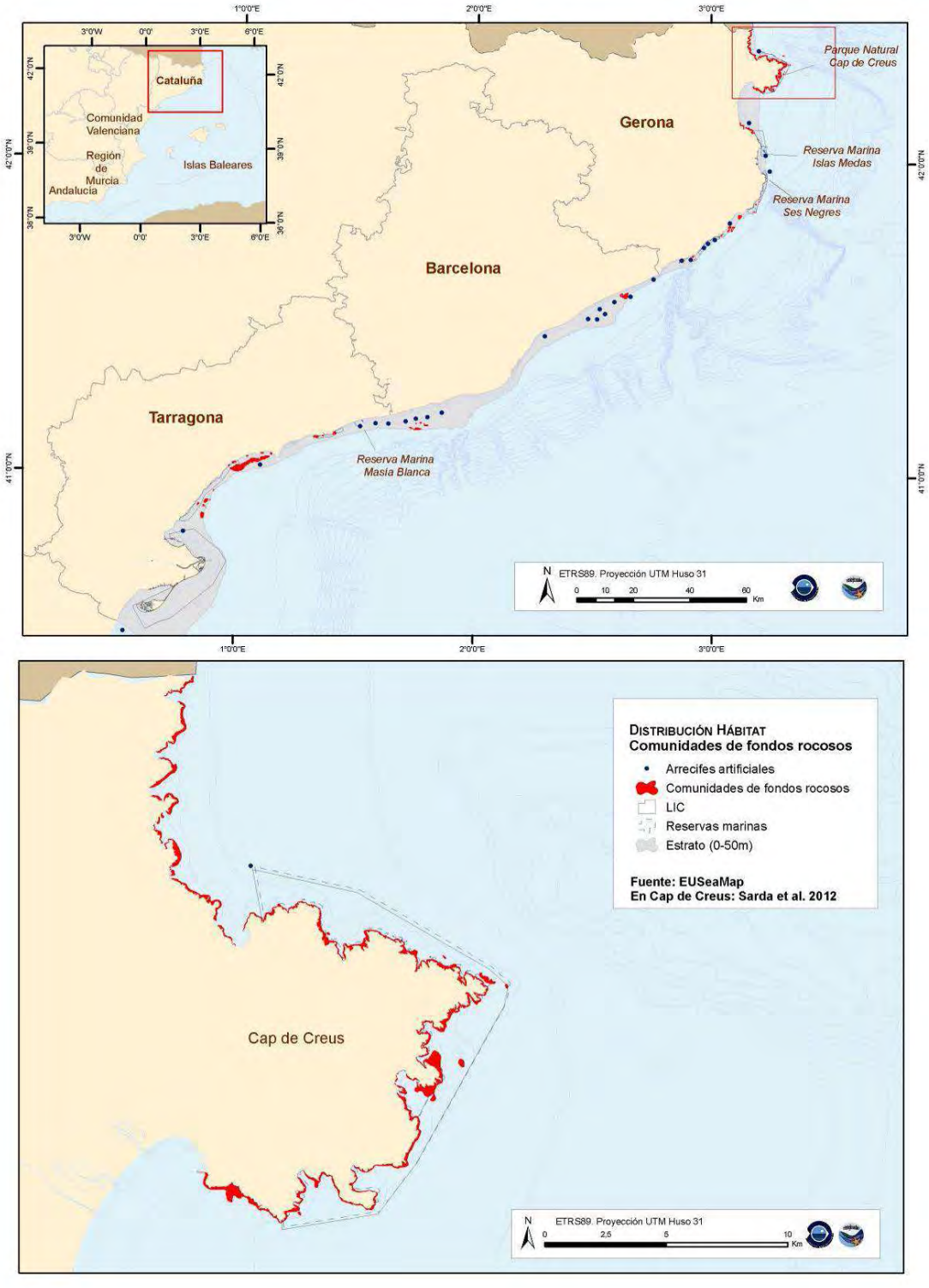


Figura 111. **Mapa de distribución del hábitat Rocoso en la Demarcación Levantino-Balear: Cataluña (arriba), detalle del Parque Natural del Cabo de Creus. Se indican los límites del LIC de la red natura 2000. La Reserva marina y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales Fuente EUSeaMap, (Sarda et al. 2012).**

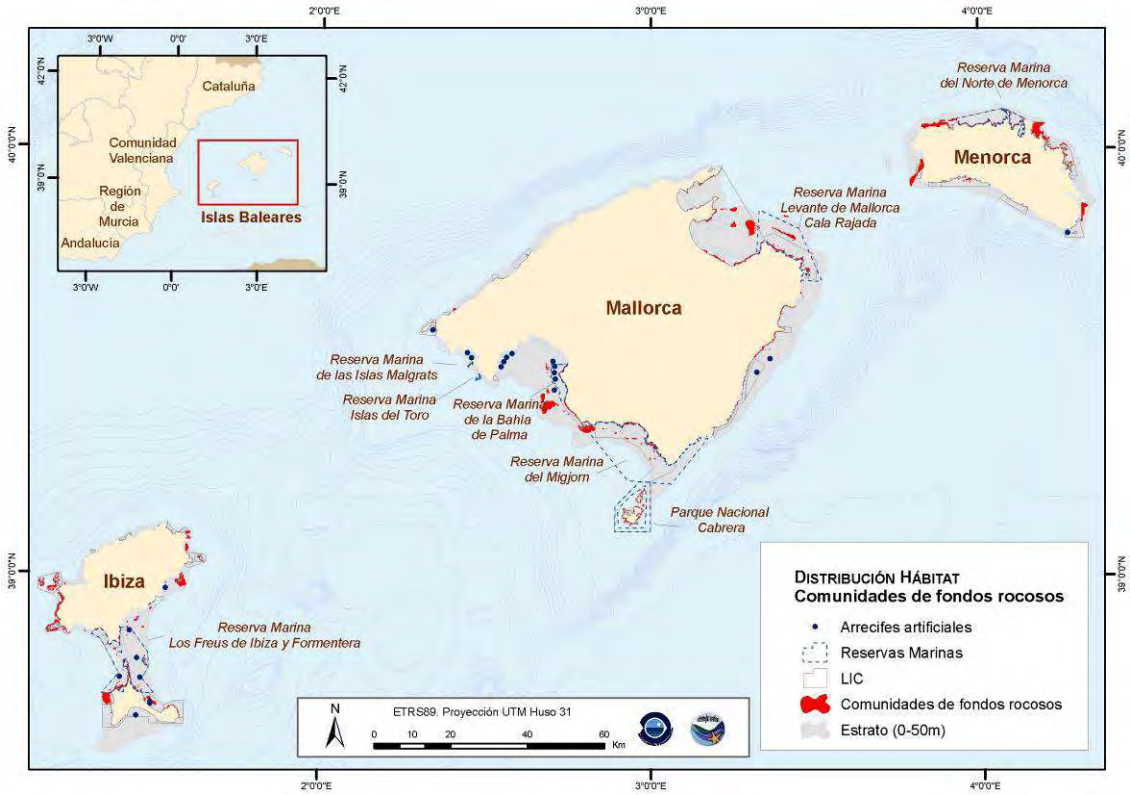


Figura 112. **Mapa de distribución del hábitat Rocoso en la Demarcación Levantino-Balear: Baleares. Se indican los límites del LIC de la red natura 2000. Las Reservas marinas del Norte de Menorca, RM Levante de Mallorca-Cala Rajada; RM de las Islas Malgrats; RM de la Bahía de Palma; RM Islas del Toro; RM del Migjorm y RM Los Freus de Ibiza y Formentera, Además del Parque Nacional de Cabrera y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales.**

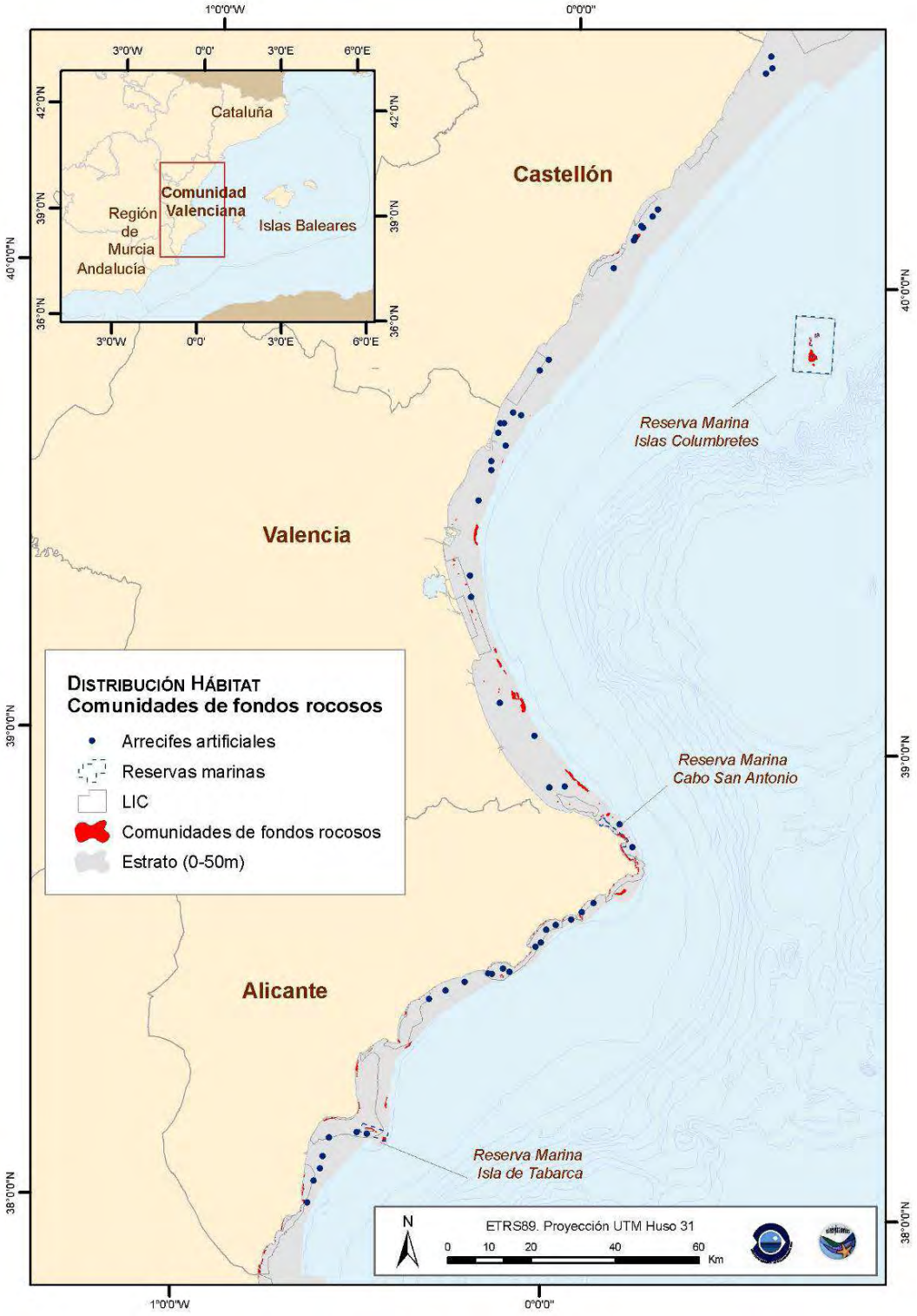


***Figura 113*. Mapa de distribución del hábitat Rocoso en la Demarcación Levantino-Balear: Comunidad Valenciana. Se indican los límitas del LIC de la red natura 2000, La Reserva marina y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales.**

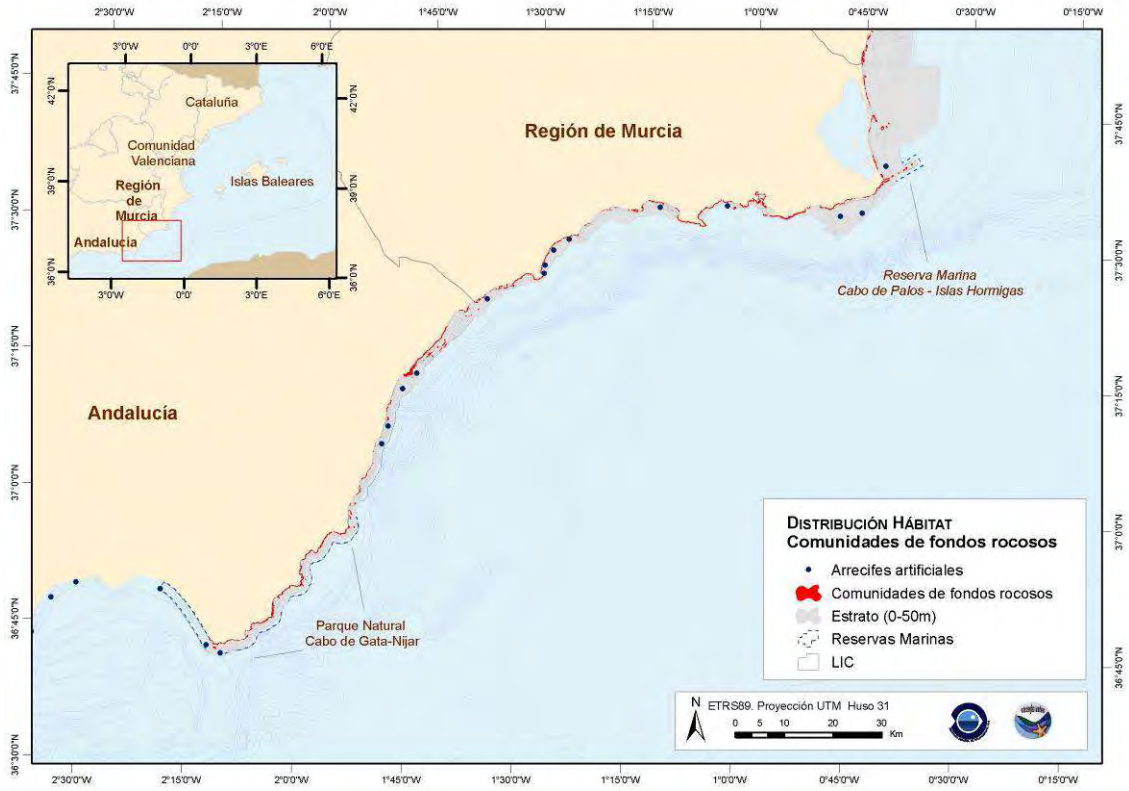


Figura 114. **Mapa de distribución del hábitat Rocoso en la Demarcación Levantino-Balear: Comunidad de Murcia y Cabo de Gata en Almería. Se indican los límites del LIC de la red natura 2000, La Reserva marina de Cabo de Palos Islas Hormigas y el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, además de las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales.**

Indicador relacionado: límites del hábitat rocoso

Los límites de los polígonos de hábitat rocoso, en condiciones naturales a corto y medio plazo, son en general muy estables En la zona mediolitoral, a largo plazo (escala geológica), su distribución puede variar en función de los cambios de nivel de mar; y en la zona infralitoral, aparte del nivel del mar, es posible identificar cambios debido a alteraciones naturales en los procesos sedimentarios y a variaciones en los regímenes hidrodinámicos que pueden provocar enterramientos o afloramientos de estructuras rocosas. La desaparición del hábitat rocoso natural a corto-medio plazo puede considerarse como un deterioro provocado por causas antrópicas, generalmente asociadas a cambios en la dinámica sedimentaria y/o enterramiento debido a las obras costeras (playas artificiales, diques, puertos etc.). Los valores obtenidos en la demarcación nos indican que el hábitat rocoso presenta una profundidad mínima a 0 metros, o lo que es lo mismo en la zona intermareal, mientras que en todas las regiones encontramos polígonos con máxima en el límite del área estudiada (50 m de profundidad). Pero el valor medio del límite inferior para los polígonos de hábitat rocoso nos indican que en Cataluña los polígonos alcanzan en general mayor profundidad que en el resto de las regiones, mientras que en Murcia (debido por otra parte a la gran cantidad de polígonos superficiales), alcanzan una profundidad menor en su valor medio de límite inferior.

***Tabla 35*. Valores de profundidad máxima y mínima en el límite inferior de los polígonos de hábitat rocoso estimado para la Demarcación Levantino-Balear para cada una de las Comunidades autónomas, y la media de la profundidad máxima de todos los polígonos de las diferentes regiones con la desviación estándar, entre los 0 y los 50 metros de profundidad.**

	Profundidad máxima			
Region	**Mínimo**	**Máximo**	**Media**	**Desv.Est.**
Andalucia (Almeria)	-50,0	0,0	-14,0	14,8
Baleares	-54,1	0,0	-10,8	11,5
C. Valenciana	-50,0	0,0	-12,7	14,4
Catalunya	-50,0	0,0	-18,9	18,7
Murcia	-50,0	0,0	-6,7	11,2

El seguimiento de los hábitats rocosos litorales y someros puede realizarse a partir de fotografía aéreas, En la zona infralitoral el seguimiento de los cambios en la extensión de las comunidades de arrecifes rocosos, sobre todo los de naturaleza biogénica, puede hacerse mediante métodos acústicos, principalmente, en aquellas áreas profundas y con una extensión considerable, complementado con verificación sobre el terreno mediante video (ROV) o comprobación directa por buceadores. Los datos de cobertura son básicos para la valoración de las estructuras biogénicas y sus variaciones tanto espaciales como temporales (Hill et al. 1998).

Un posible indicador del rango de distribución aplicable puede ser el número de polígonos de hábitat rocoso en relación a los límites administrativos (Comunidades Autónomas). A lo largo del tiempo, dicho indicador debe de permanecer estable si no desaparece ningún polígono.

Tabla 36. **Área del hábitat rocoso estimado para la Demarcación-Levantino-Balear para cada una de las Comunidades autónomas (ver fuentes de información), área de hábitat rocoso dentro de lo Lugares de Interés Comunitario y NP: Número de polígonos de hábitats rocoso para cada comunidad autónoma entre los 0 y los 50 metros de profundidad.**

COMUNIDAD AUTÓNOMA (fuente)	Área del hábitat (km^2)	Área del hábitat en LIC	NP
ANDALUCIA (CABO DE GATA)	5,57	171,50	143
REGION DE MURCIA	6,65	459,93	203
COMUNIDAD VALENCIANA	24,60	2679,49	159
CATALUÑA (a)	15,20	1920,14	22
ISLAS BALEARES)	32,47	2107,88	965
TOTAL	84,49	7338,95	1492

Los límites de distribución del hábitat rocoso se basan en las cartografías disponibles en la actualidad, realizadas con fotografías aéreas, imágenes de satélite sonar de barrido lateral o sonar multihaz. Al respecto, es fundamental realizar un esfuerzo cartográfico mayor del actual, identificando con una mayor definición el número de polígonos, identificando de forma específica, sobre todo aquellas unidades de origen biogénico.

2.5.2.2.1.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES

La zona batimétrica circalitoral es la que se extiende entre la zona infralitoral y el reborde de plataforma. En el Mediterráneo los fondos circalitorales se extienden por lo general entre 40 y 150 m de profundidad (Pérès, 1967). En la zona de las Islas Baleares, concretamente en Mallorca y Menorca, donde los muestreos de las campañas MEDITS cubren fondos blandos entre 50 y 800 m, se ha detectado la presencia de los hábitats enumerados en la *Tabla 37*, mientras que en la zona de Eivissa-Formentera no se dispone de información sobre estos fondos. Exceptuando los hábitats de fondos profundos y de reborde de plataforma y los fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus*, todos los demás se encuentran restringidos a la plataforma continental costera. La mayoría de los hábitats más someros se basan en especies de algas como especies estructurantes y por tanto no se dan a profundidades por debajo de la zona fótica. Esto no tendría que limitar la presencia de los hábitats de ascidias, aunque se ha observado que las especies de ascidias estructurantes consideradas van muy ligadas a sedimentos gruesos y fondos de algas rojas (Ordines y Massutí, 2009), con lo que no se dan a mayores profundidades dónde estos fondos desaparecen para dar paso a arenas finas y fangos. El hábitat de fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus*, es el que presenta la mayor amplitud batimétrica aunque debe destacarse que, si bien aparece también de forma esporádica en la plataforma profunda, su rango óptimo está bien situado en la costera (58-77 m).

En general, los hábitats observados en los fondos blandos circalitorales no han presentado cambios en su distribución batimétrica durante los 5 años de serie histórica considerada.

En el Levante de la Península Ibérica *(Tabla 38),* a excepción de los fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp., no se ha detectado ningún otro hábitat basado en algas como especies estructurantes. Además, en esa área, el hábitat de *Peyssonnelia* spp. sólo se detectó un año, el 2006, y a menor profundidad, 43 m, que en las Islas Baleares, 57-71 m. Otros hábitats detectados en los fondos detríticos costeros del Levante de la Península Ibérica son el de ascidias solitarias y el de *S. purpureus*. El hábitat que presenta una distribución batimétrica más amplia es el de *Funiculina quadrangularis*, solapándose con la de los hábitats de fondos detríticos costeros. Éste hábitat abarca desde los 84 hasta los 309 m, aunque si observamos el rango óptimo de profundidades (138-145 m), éste está restringido a la plataforma profunda y es bastante parecido al de las Islas Baleares (133-139 m). Todos los hábitats para los que ha sido posible estudiar su tendencia en el Levante de la Península Ibérica han mostrado una tendencia estable excepto el de *Gracilechinus acutus* que mostró una tendencia descendente, es decir, parece que a lo largo de la serie histórica ha ido disminuyendo la profundidad media dónde se presenta.

En general, para los hábitats presentes en las dos áreas, parece que en el Levante de la Península Ibérica, cuando se presentan, lo hacen en aguas más someras que en las Islas Baleares. No obstante, sólo podemos basarnos en los máximos de profundidad ya que en las Islas Baleares no se dispone de muestreos a menos de 50 m de profundidad. Esta localización más profunda de los hábitats de plataforma en las Islas Baleares podría explicarse debido a la elevada oligotrofía (y trasparencia) de sus aguas y a la ausencia de aportes terrígenos. Esto permite que en las Islas Baleares la luz penetre a mayor profundidad y que los fondos de fango sean escasos sobre la plataforma donde dominan sedimentos biogénicos y arenas gruesas, con lo que las comunidades de algas y de sedimentos detrítico costeros pueden desarrollarse a mayor profundidad (Ordines y Massutí, 2009).

***Tabla 37*. Rango de distribución de los hábitats de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).**

PROFUNDIDAD MÁXIMA Y MÍNIMA (m)					
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**	**RANGO ÓPTIMO**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides***	56-64	53-76	Estable	57-62
	Spongites fruticulosa	55-84	51-93	Estable	58-77
	Peyssonnelia rosa-marina	51-71	51-93	Estable	52-64
	***Peyssonnelia* spp.**	60-65	57-71	Estable	60-65
Fondos detríticos costeros con:	***Laminaria rodriguezii***	57-81	51-82	Estable	61-77
	Halopteris filicina	69-77	57-82	Estable	71-77
	Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis	51-85	51-93	Estable	58-65
	Ascidias solitarias	54-64	51-66	Estable	57-63
	Sinascidias	63-73 (De 2007-11 sólo forma facies en 2007	63-73	Estable	63-73
	Spatangus purpureus	51-112	51-173	Estable	58-77
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	76-172	59-256	Estable	78-151
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	117-177	79-209	Estable	126-159
	Con campos de *Leptometra phalangium*	130-179	125-209	Estable	134-172
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	138-142	120-147	Estable	138-145
	Funiculina quadrangularis	133-139	110-141	Estable	138-139

Tabla 38. **Rango de distribución de los hábitats de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.**

PROFUNDIDAD MÁXIMA Y MÍNIMA (m)					
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**	**RANGO ÓPTIMO**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Peyssonnelia* spp.**	42 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	42	Sólo detectado en 2006	
Fondos detríticos costeros con:	**Ascidias solitarias**	43-54	31-96	Estable	41-47
	Sinascidias	71(De 2006-10 sólo forma facies en 2007)	71	Sólo detectado en 2007	
	Spatangus purpureus	No forma facies de 2006-10	28-138	Estable	31-67
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	102-143	76-188	Estable	100-141
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	101-124	48-152	Descendente ($p< 0.01$, $R^2= 0.51$)	105-135
	Con campos de *Leptometra phalangium*	135 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	115-188	Estable	131-137
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	No forma facies de 2006-10	124	Sólo detectado en 2001	
	Funiculina quadrangularis	138-145	84-309	Estable	112-131

2.5.2.2.2. Indicador 1.4.2: Patrón de distribución

2.5.2.2.2.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Indicador relacionado principal: patrón espacial de manchas a escala de paisaje.

El hábitat rocoso infralitoral no presenta un patrón de distribución continuo, sino fragmentado y relacionado sobre todo con las características geológicas costeras. Podríamos interpretarlo como estructuras asociadas a la línea de costa, lo que les da una forma predominantemente lineal, siendo los polígonos de hábitats rocosos de las Islas Baleares los que adquieren una forma más circular en forma de bajos independientes de la costa en muchos casos. También en esta comunidad, aparecen un mayor número de polígonos y una mayor superficie de hábitat cartografiable. Los polígonos de mayor tamaño los encontramos en las costas catalanas, aunque no presentan dimensiones homogéneas, por el contrario, existe una gran variabilidad de tamaños. La caracterización de la estructura y patrón paisajístico del hábitat rocoso es importante, sobre todo en aquellas biocenosis de mayor fragilidad como las estructuras rocosas biogénicas (p.e. arrecifes de *Dendropoma petreaum*), ya que la fragmentación del hábitat puede provocar su destrucción a medio-largo plazo. Sin embargo, la resolución cartográfica nos impide hacer un análisis a este detalle.

Tabla 39. **Número de parches o polígonos de hábitats rocoso para cada comunidad autónoma entre los 0 y los 50 metros de profundidad; CA: Superficie ocupada por la suma de todos los polígonos rocosos; MPS: Tamaño promedio de parche para el hábitat rocoso. TE: Perímetro total de la longitud de borde; MPE: Perímetro medio de los parches; ED: Densidad de borde; MSI: Índice medio de complejidad de forma.**

COMUNIDAD AUTÓNOMA	NP	CA	MPS	PSSD	TE	MPE	ED	MSI
ANDALUCIA (CABO DE GATA)	143	554,81	3,88	14,62	253981,84	1776,10	14,99	2,56
REGION DE MURCIA	203	666,71	3,28	11,11	336008,95	1655,22	7,27	2,85
COMUNIDAD VALENCIANA	159	2889,23	18,17	42,90	386517,30	2430,93	1,44	2,33
CATALUÑA	22	1520,34	69,11	191,53	302726,48	13760,29	1,67	4,41
ISLAS BALEARES	965	9745,69	10,10	210,39	1531141,50	1586,68	7,25	1,85
MEDIA	298,40	3075,25	20,91		562075,21	4241,84	6,53	
TOTAL	1492	15376,77			2810376,07	21209,21	32,63	

Indicador: patrón de tipologías de hábitat rocoso

La clasificación de tipos de hábitats rocoso sólo es aplicable al litoral de la Región de Murcia, ya que es la única de posee metadatos asociados a la cartografía bionómica, con información sobre las características geomorfológicas y las biocenosis presentes en cada polígono rocoso. El tramo del límite norte regional, se caracteriza por presentar, junto al cordón arenoso de La Manga del Mar Menor, unidades tipo A2, que son islotes poco profundas, de pequeño tamaño muy próximas a la costa. Frente a ellas, la Isla Grosa, una de las de mayor tamaño del litoral murciano, con alta complejidad y profundidad media (hasta -20 metros).

La segunda zona analizada (Zona 2), incluye la Reserva Marina de Cabo de Palos- Las Hormigas. En ella se observan unidades tipo $A3_3$, islotes relativamente grandes (Las Hormigas) , con una profundidad alta, hasta -50 m. Representan una tipología escasa en este litoral, y poseen un gran

interés para su conservación, junto a ellas apareces unidades clasificadas como bajos grandes, que alcanzar al menos entre 30 y 50 metros de profundad, y presentan gran complejidad topográfica (B3). En la misma zona, junto a la costa aparecen extensas estructuras alargadas, con zonas emergidas que son continuación del litoral $A3_1$, y que presentan una alta complejidad topográfica con grietas y extraplomos.
La zona 3 (correspondiente a la isla de Escombreras) se caracteriza por unidades de acantilado medio, de gran tamaño y forma alargadas, continuación de la costa y que llega a alcanzar profundidades de hasta 20 metros ($A3_2$), con alguna unidad de tipo $A3_3$. La zona 4 y la zona 5, coinciden en su mayor parte con acantilado bajo dominado por tipología $A3_1$.

Como se ha comentado anteriormente, el empleo de este indicador sólo es viable en zonas con cartografías bionómicas de alta precisión y definición, lo cual limita bastante su aplicación; aunque consideramos que es un método fácil y viable para clasificar el hábitat rocoso y, posteriormente, utilizar esta clasificación para identificar el estado ambiental. Hasta ahora no se han aplicado, a nivel de la costa española, estos indicadores del hábitat, por lo que no se tendrán en cuenta en los siguientes apartados de este informe. No obstante, se propone su aplicación en próximas evaluaciones, si se dispone de cartografías precisas.

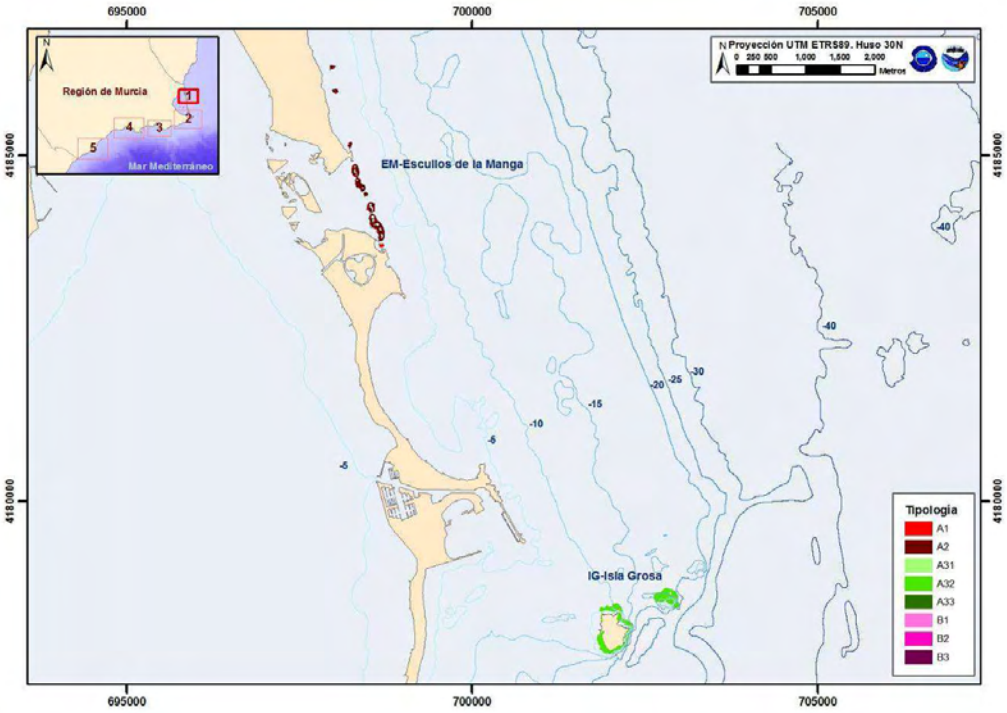


Figura 115. **Mapa de caracterización de las tipologías de hábitat Rocoso definidos para la Región de Murcia, según la metodología propuesta por Giménez Casalduero et al, 2011. Zona 1.**

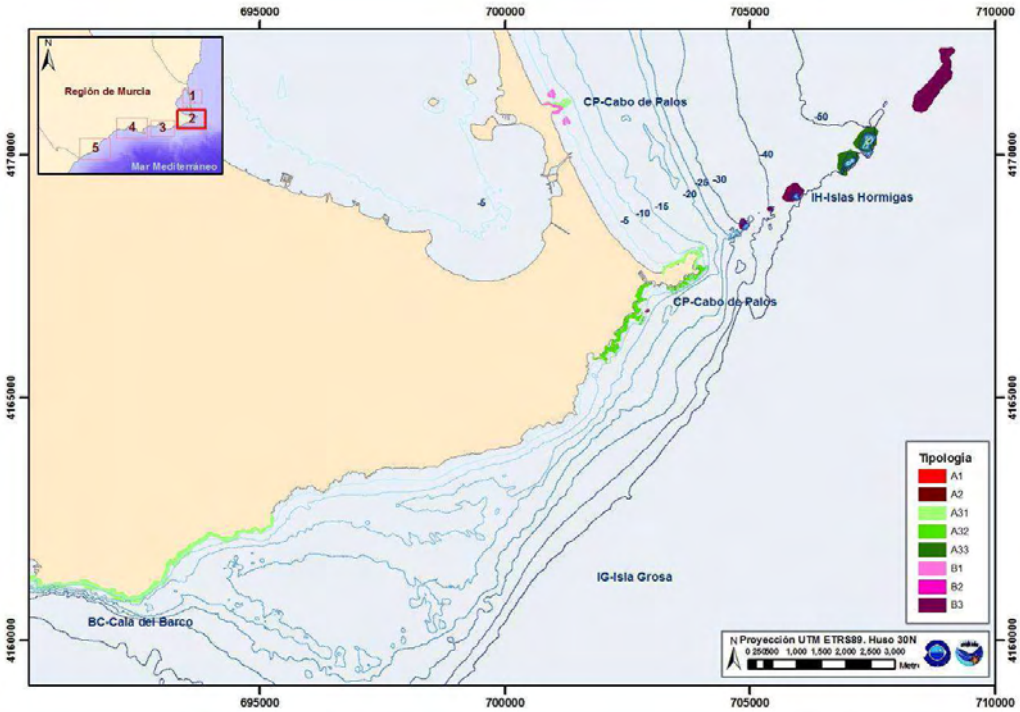


Figura 116. **Mapa de caracterización de las tipologías de hábitat Rocoso definidos para la Región de Murcia, según la metodología propuesta por Giménez Casalduero et al, 2011. Zona 2.**



Figura 117. **Mapa de caracterización de las tipologías de hábitat Rocoso definidos para la Región de Murcia, según la metodología propuesta por Giménez Casalduero et al, 2011. Zona .3**

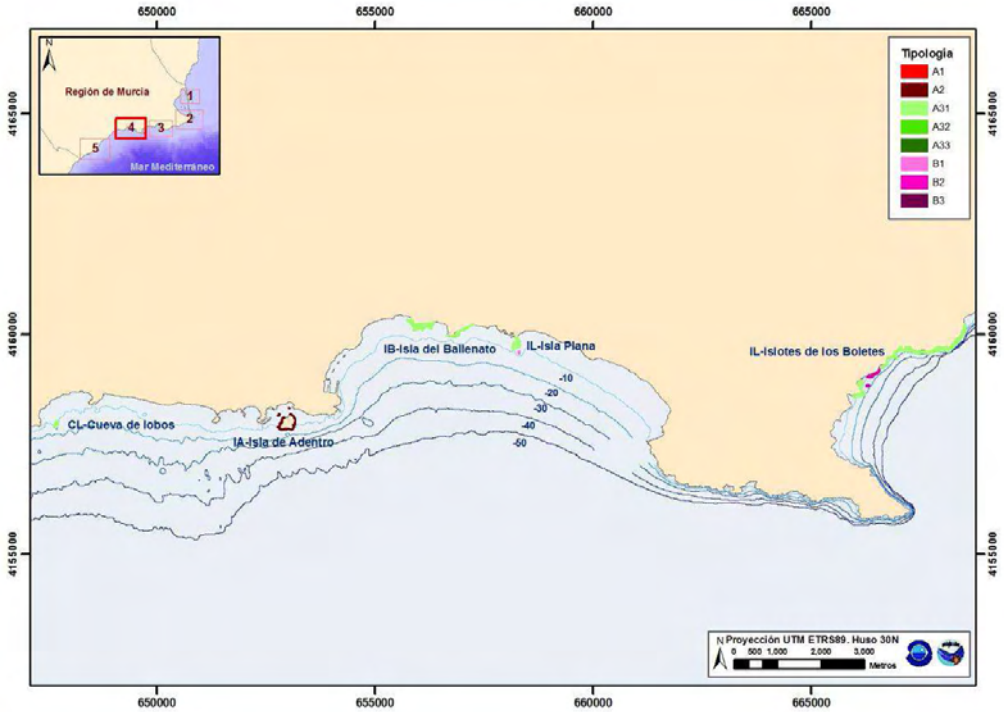


Figura 118. **Mapa de caracterización de las tipologías de hábitat Rocoso definidos para la Región de Murcia, según la metodología propuesta por Giménez Casalduero et al, 2011. Zona .4**

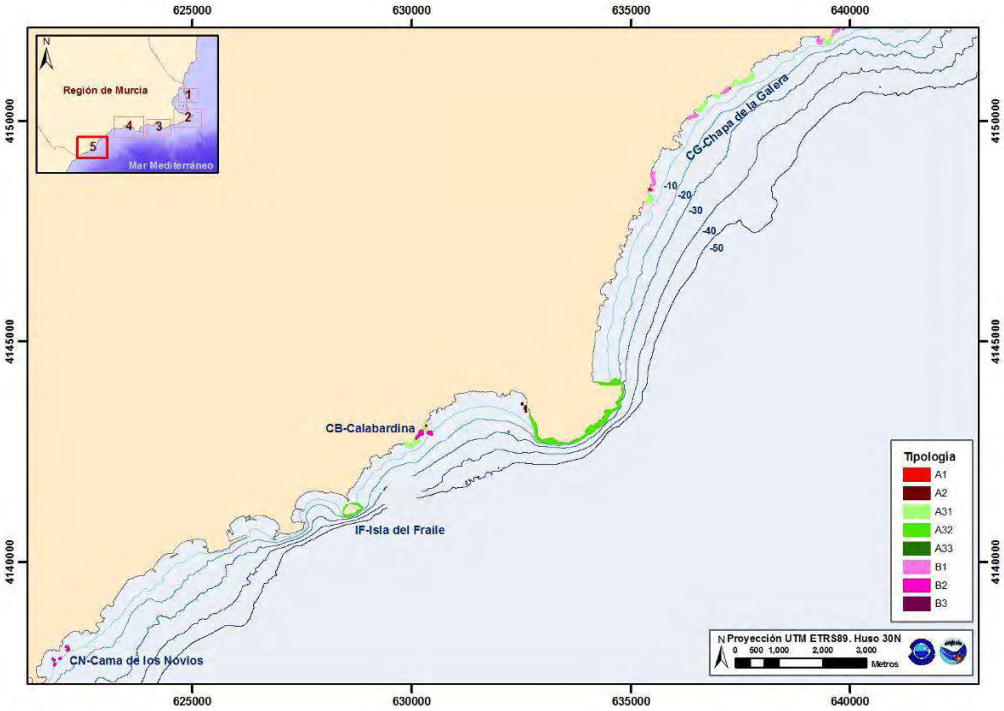


Figura 119. **Mapa de caracterización de las tipologías de hábitat Rocoso definidos para la Región de Murcia, según la metodología propuesta por Giménez Casalduero et al, 2011. Zona .5**

2.5.2.3. Criterio 1.5: Extensión de los hábitats

2.5.2.3.1. Indicador 1.5.1: Zona del hábitat

2.5.2.3.1.1. Hábitats costeros

DESCRIPCIÓN GENERAL

En la *Tabla 40* se resume la información extraída de las cartografías bionómicas disponibles en el estrato batimétrico 0-50 m (zona costera) de la Demarcación Levantino-Balear, cuyas fuentes han sido descritas en el apartado 1.2. En las *Figuras 120-129* se muestra la distribución de dichos hábitats en la demarcación. En algunos casos se ha magnificado la dimensión de las manchas para poder visualizar la distribución del hábitat (p.e. praderas de *Cymodocea nodosa*).

Tabla 40. **(página siguiente) Extensión de los principales hábitat diferenciados en las cartografías bionómicas disponibles para cada Comunidad Autónoma de la Demarcación Levantino-Balear. Se indica también la extensión total del área que ocupa el hábitat y su proporción respecto a la superficie total de los fondos entre 0 y 50 m de la demarcación (Representatividad, %).**

.

	Área del hábitat (Km²)						
	Cataluña	***Baleares***	***C. Valenciana***	***R. de Murcia***	***Andalucía (C.Gata)***	***Total Demarcación***	**Representatividad en el área de plataforma 0-50m (%)**
Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	15,20	97,46	28,89	6,64	5,57	153,76	2,08
Roca circalitoral y/o coralígeno	30,42	68,80	32,47	0,90		132,59	1,79
Pradera de *Posidonia oceanica*	60,37	633,34	304,48	112,36	33,59	1144,13	15,46
Mata muerta de *Posidonia oceanica*		1,17	34,59	3,49	0,56	39,81	0,54
Pradera de *Cymodocea nodosa*	20,99	11,75	57,67	6,60	25,68	122,68	1,66
Praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*			4,66	0,31	1,31	6,28	0,08
Praderas de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*		0,04		0,20		0,23	0,003
Caulerpa sp		0,69	100,65		0,02	101,37	1,37
Praderas *Zostera noltii*	2,74			0,03		2,77	0,04
Fondos blandos infralitorales	874,61	750,24	1339,48	23,01	24,12	3011,45	40,69
Fondos blandos infralitorales muy contaminados			0,03	14,09		14,12	0,19
Detrítico costero	732,15	551,60	330,87	187,03	80,55	1882,19	25,43
Detrítico enfangado			357,26	60,92		418,19	5,65
Maërl. Rodolitos		25,54	0,24	39,21		64,75	0,87
Lagunas costeras	145,3283	46,31	156,79	135,40	-	483,73	-

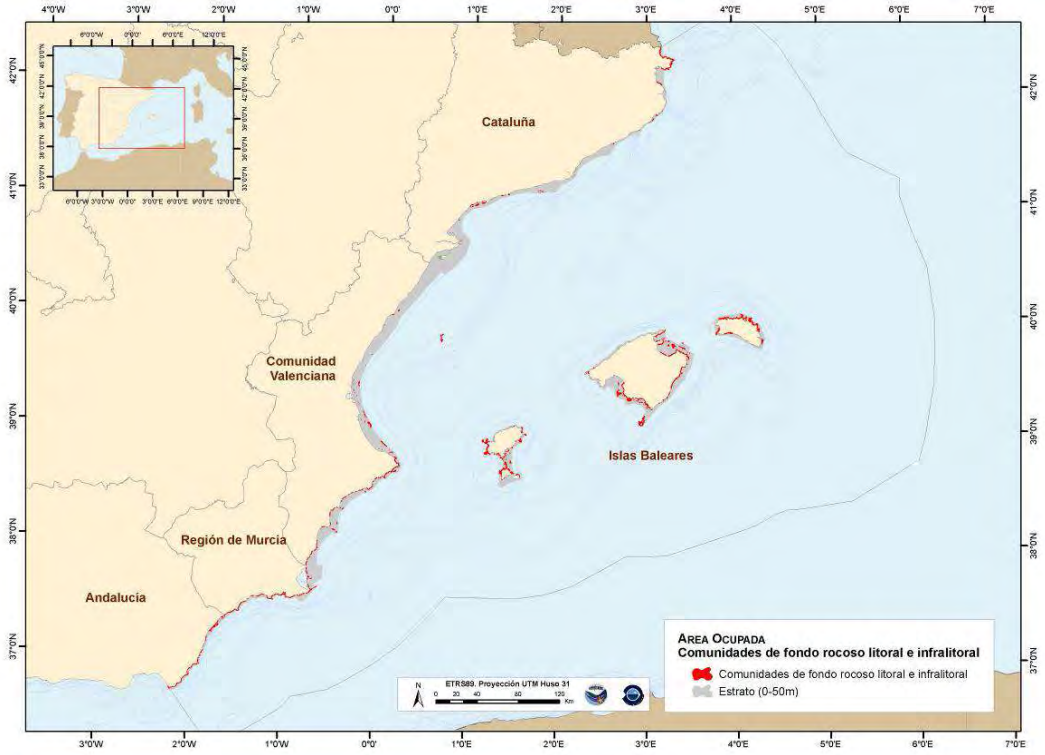


***Figura 120*. Fondos rocosos litorales e infralitorales.**

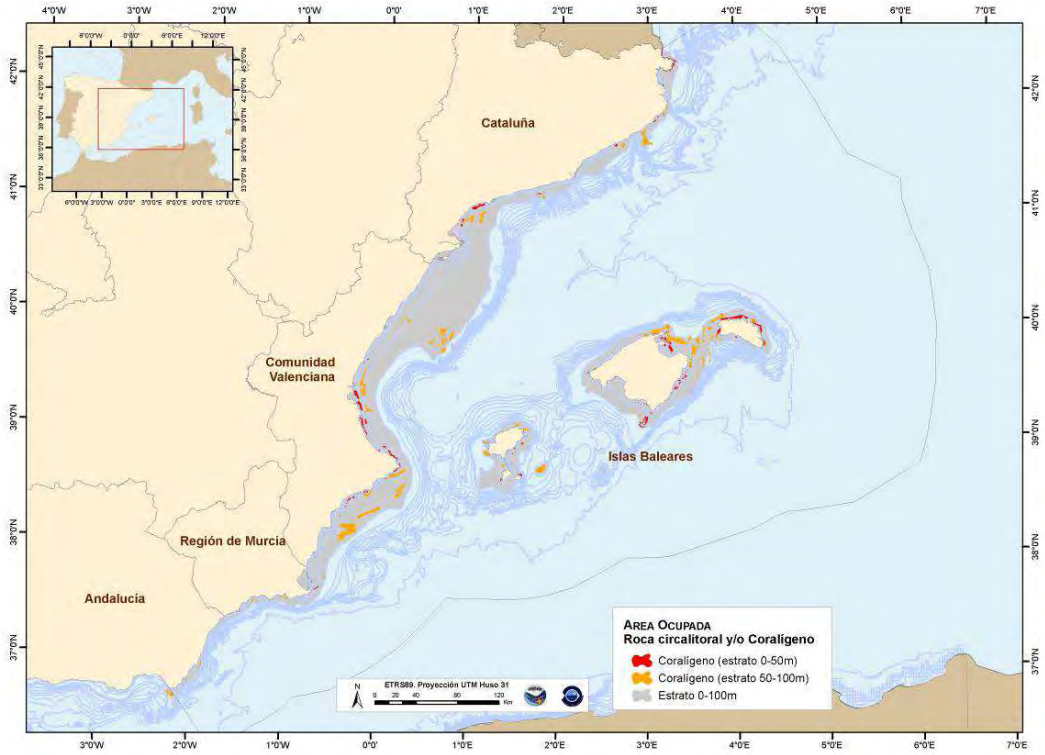


***Figura 121*. Roca circalitoral y coralígeno.**

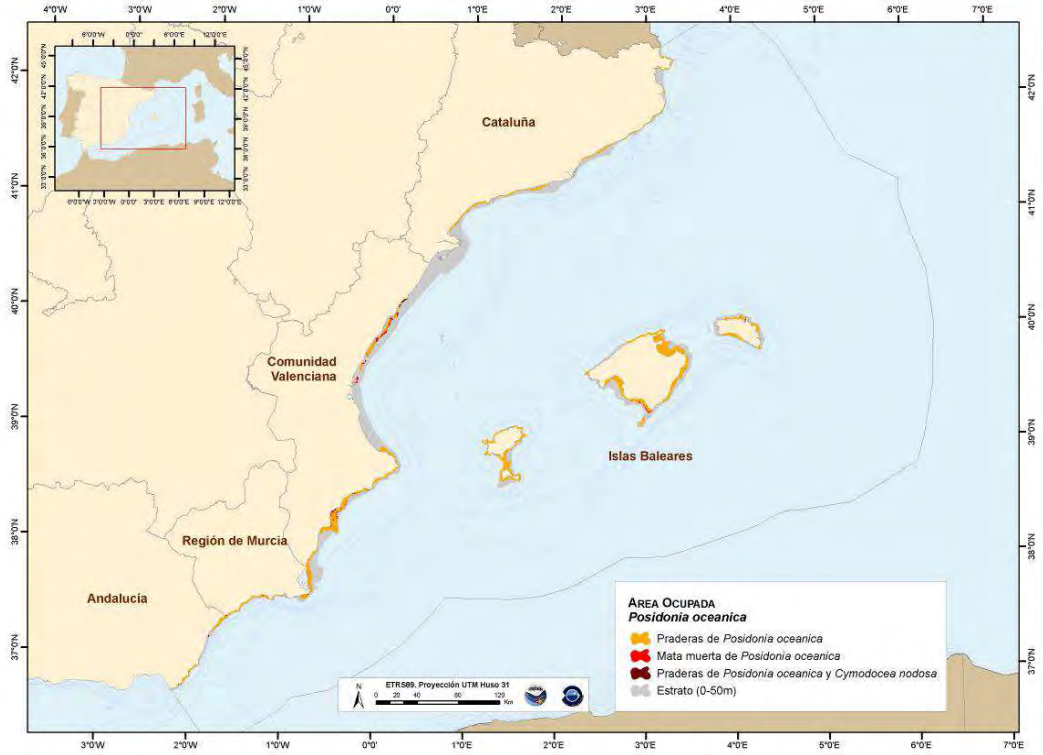


***Figura 122*. Praderas de *Posidonia oceanica*.**

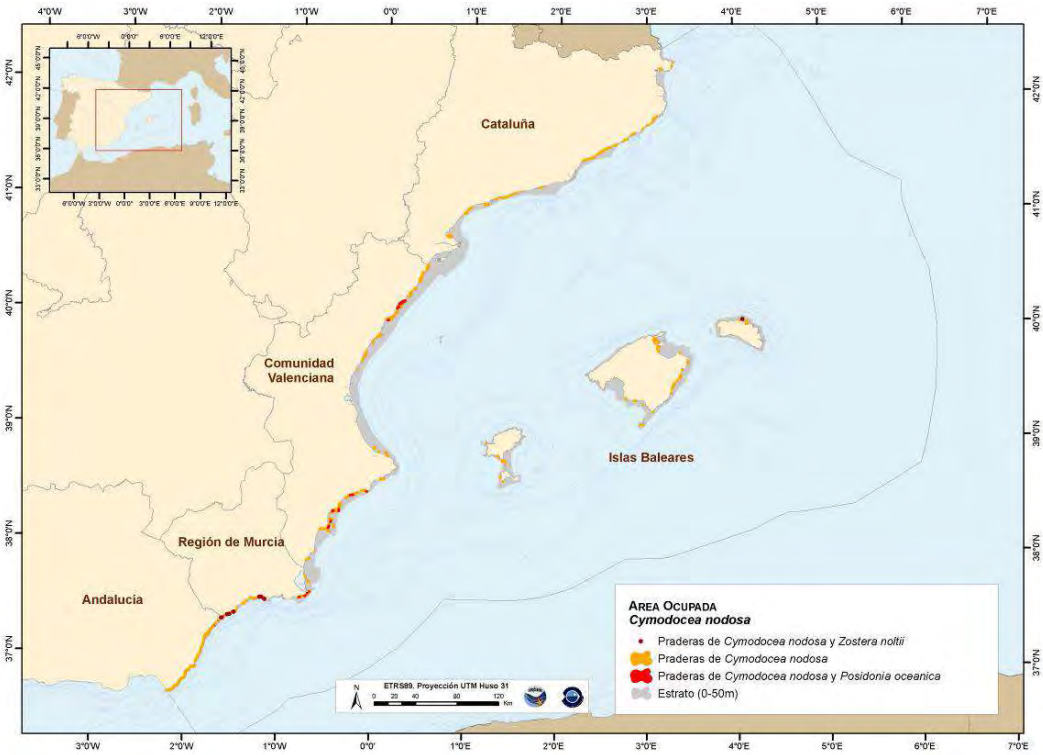


***Figura 123.* Praderas de *Cymodocea nodosa*.**

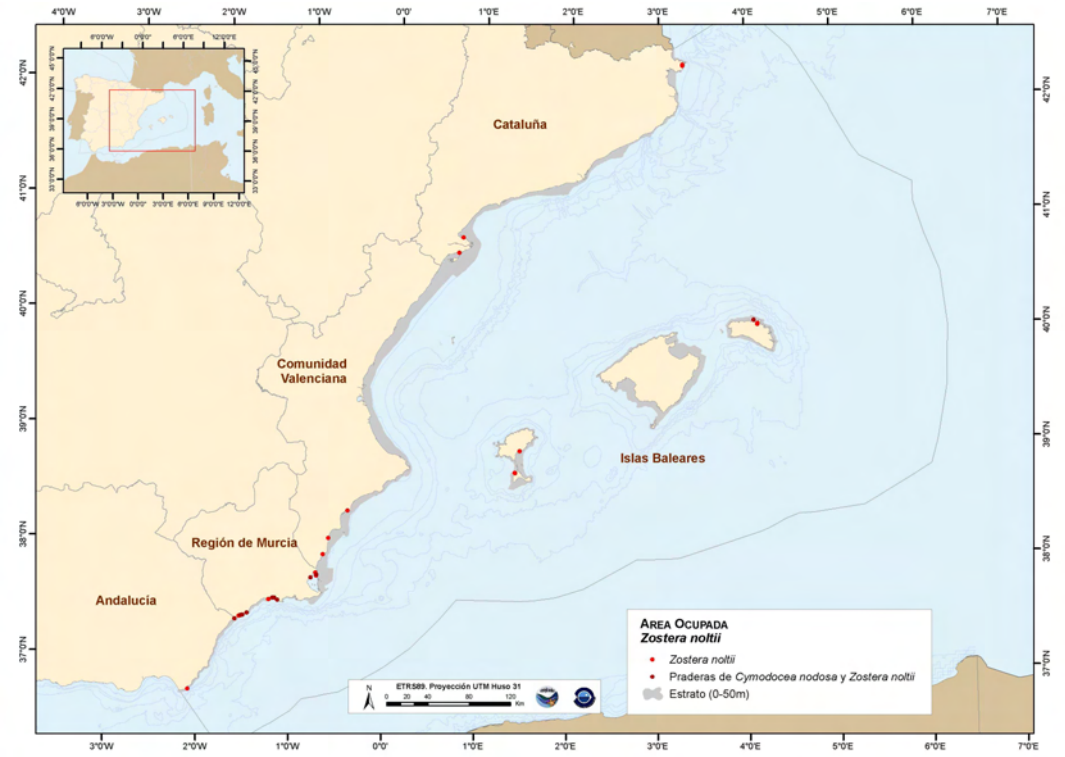


***Figura 124*. Praderas de *Zostera noltii*.**

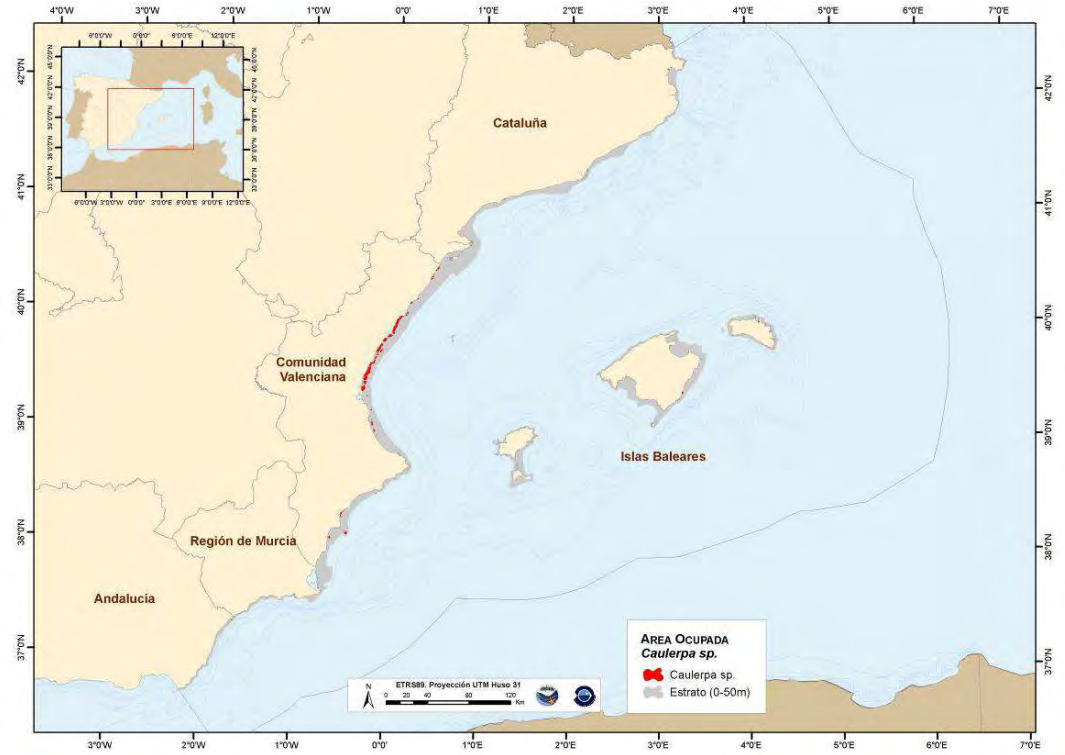


Figura 125*. Fondos colonizados por *Caulerpa prolifera

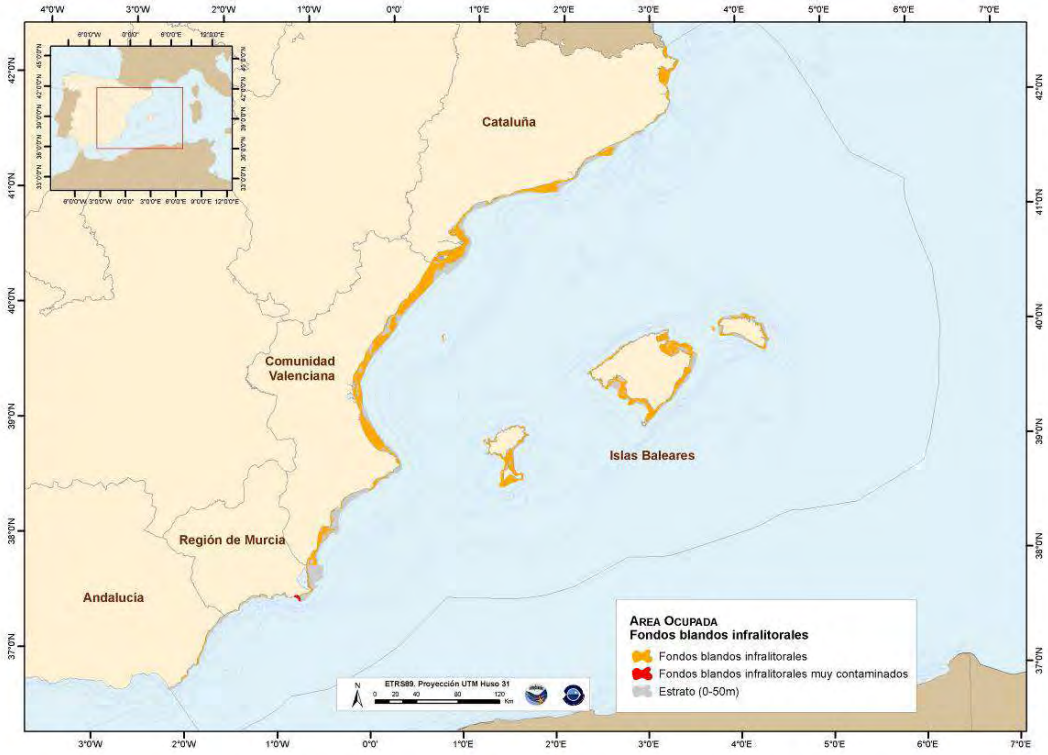


***Figura 126*. Fondos blandos infralitorales.**

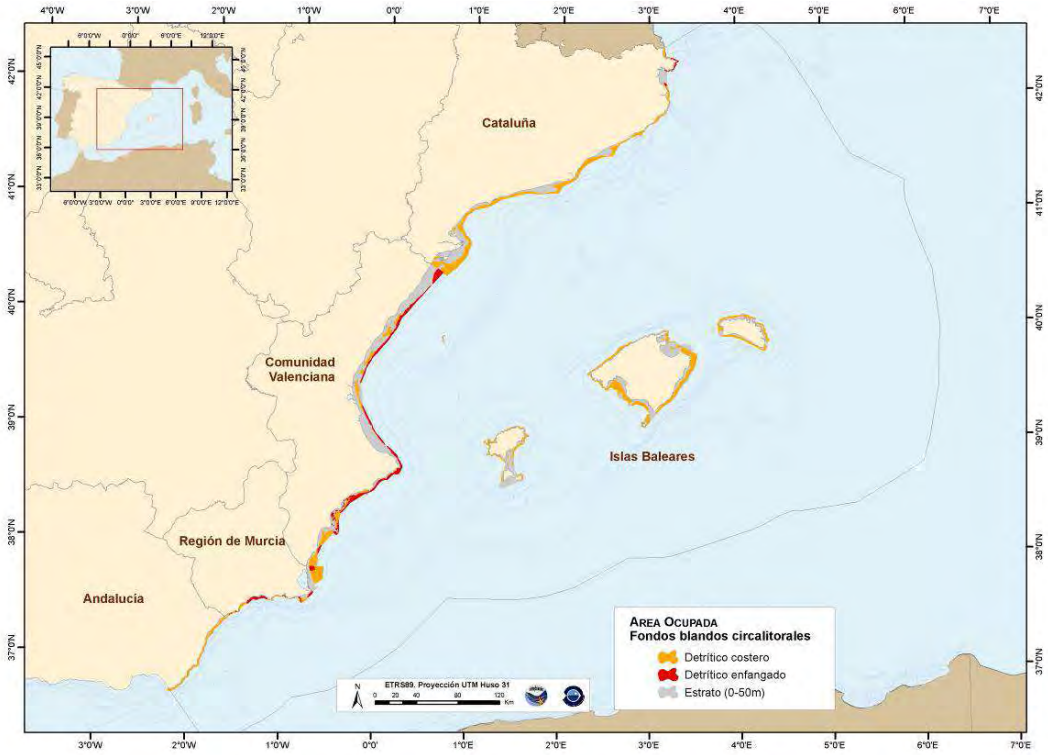


***Figura 127*. Fondos blandos circalitorales (hasta 50 m).**

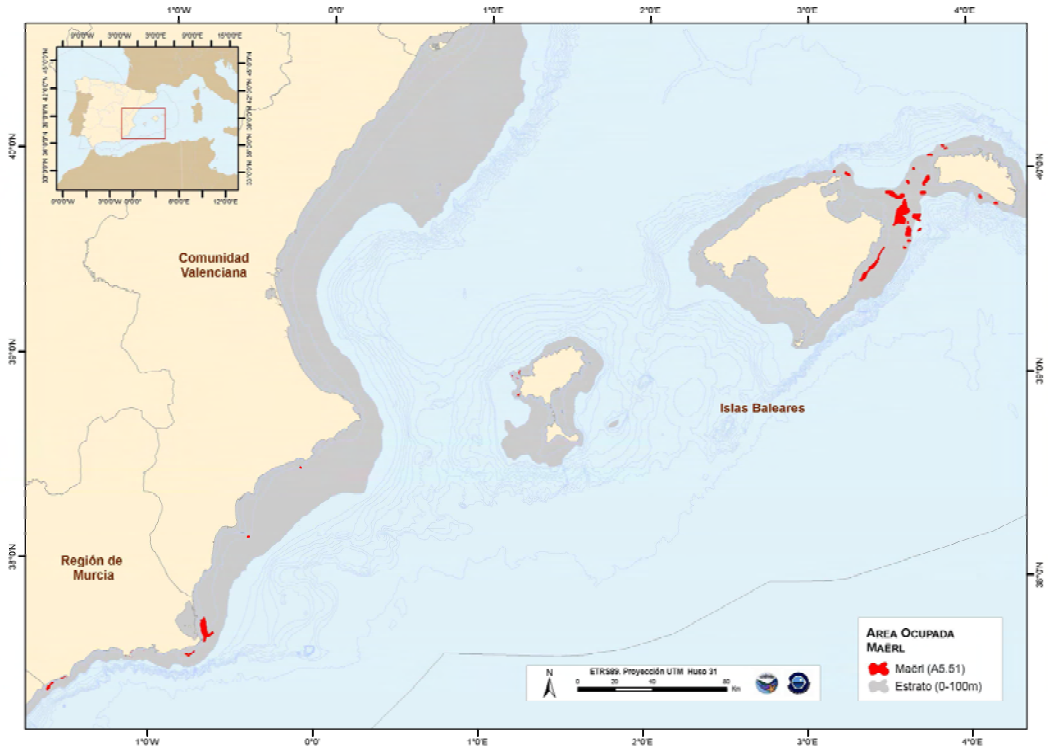


***Figura 128*. Fondos de *maërl*.**

Del análisis general de la información bionómica presentada se observa que el volumen de información es importante y cubre una superficie importante de los fondos costeros de la demarcación, pero hay que tener en cuenta las siguientes consideraciones (ver también comentarios al respecto en apartado 1.2):

- La calidad técnica y grado de detalle de la información cartográfica es altamente heterogénea entre regiones
- En unas regiones la cartografía bionómica incluye determinado hábitat y no en otras, de forma que los mapas de distribución resultantes son incompletos y no representan la distribución real del hábitat en muchos casos.
- Hay amplias zonas sin cartografiar o en las que la información bionómica es incompleta y poco fiable.

Por tanto, los valores presentados no pueden ser tomados en cuenta en términos absolutos y no pueden ser empleados para realizar una evaluación del estado actual, y ni mucho menos, ser como punto de referencia temporal para futuras evaluaciones (niveles de referencia, apartado 2.4). Para ello se requeriría un trabajo adicional en los próximos años, llevado a cabo por grupos de expertos de cada región y representantes de las administraciones autonómicas y estatales responsables de la elaboración de las cartografías, y que permitiera subsanar las deficiencias comentadas. No obstante, por ahora, y teniendo en cuenta que es la primera vez que se lleva a cabo un ejercicio de este tipo en la costa mediterránea española, si pueden ser empleados aquí para hacernos una idea de la importancia relativa de cada tipo de hábitat en esta Demarcación.

Así, lo que se observa a primera vista es que los hábitat dominantes en la demarcación son los fondos blandos infra- (40,6%) y circalitorales (25%) y las praderas de *Posidonia oceanica* (15,5%), representando ambos el 81,6% de los fondos costeros de la demarcación entre 0 y 50 m. La roca infra- y circalitoral, las praderas de *Cymodocea nodosa* y maërl tienen una representatividad de al menos 1 orden de magnitud menor que las anteriores, entre 0,5 y 2%, siendo las praderas de *Zostera noltii* uno de los hábitats más raros y escasos de la Demarcación (0,043%). Estos datos básicos nos dan una idea de las diferentes escalas espaciales a las que están representados los diferentes hábitats, lo que tiene diversas e importantes repercusiones respecto a la interacción con las actividades humanas de la zona costera, su papel en la evaluación del estado de la biodiversidad en la Demarcación, así como con los objetivos ambientales y las correspondientes medidas de gestión.

Los apartados que vienen a continuación muestran un análisis más detallado de los indicadores de distribución y extensión para cada tipo de hábitat, la información disponible en cada región sobre su estado actual, su estado de conservación y su relación con las principales presiones e impactos en las zonas costeras. Por otro lado, en las fichas de hábitat del Anexo IV se aporta información omitida en éste y anteriores apartados sobre las características generales del hábitat, sus biocenosis, asociaciones y facies en el contexto de la clasificación EUNIS y otras Directivas y Convenios, etc.

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

El 78,5 % de las lagunas en la demarcación levantino-balear tienen una extensión inferior a 0.5 km² siendo la mayor del Mediterráneo la laguna del Mar Menor (135.833 km²) en la Región de Murcia. Según lo recogido en la DH (Soria y Sauquillo, 2009), es en la Comunidad de Valencia en la que las lagunas son de mayor tamaño (lagunas de La Mata, salinas de Santa Pola y Albufera de Valencia) suponiendo el 69´62 % de la superficie ocupada a nivel nacional *(tabla 41).*

Tabla 41. **Área del hábitat laguna calculado en base a los datos de la DH y la DMA (tw= transitional waters, cw= coastal waters).**

Regiones	nº de Hábitats 1150	Área ocupada (%) habitat lagunas/ habitat lagunas nivel nacional	Superficie (km^2) ocupada por las lagunas	
			DH 1150	DMA tw-cw
Cataluña	16	11.2	12.61	132.72
Valencia	14	69.62	116.80	39.98
Baleares	34	2.6	3.70	46.31
Murcia	4	0.01	0.01	135.40
Almería	1	-	-	-
Demarcación Levantino-Balear	69	83.43		

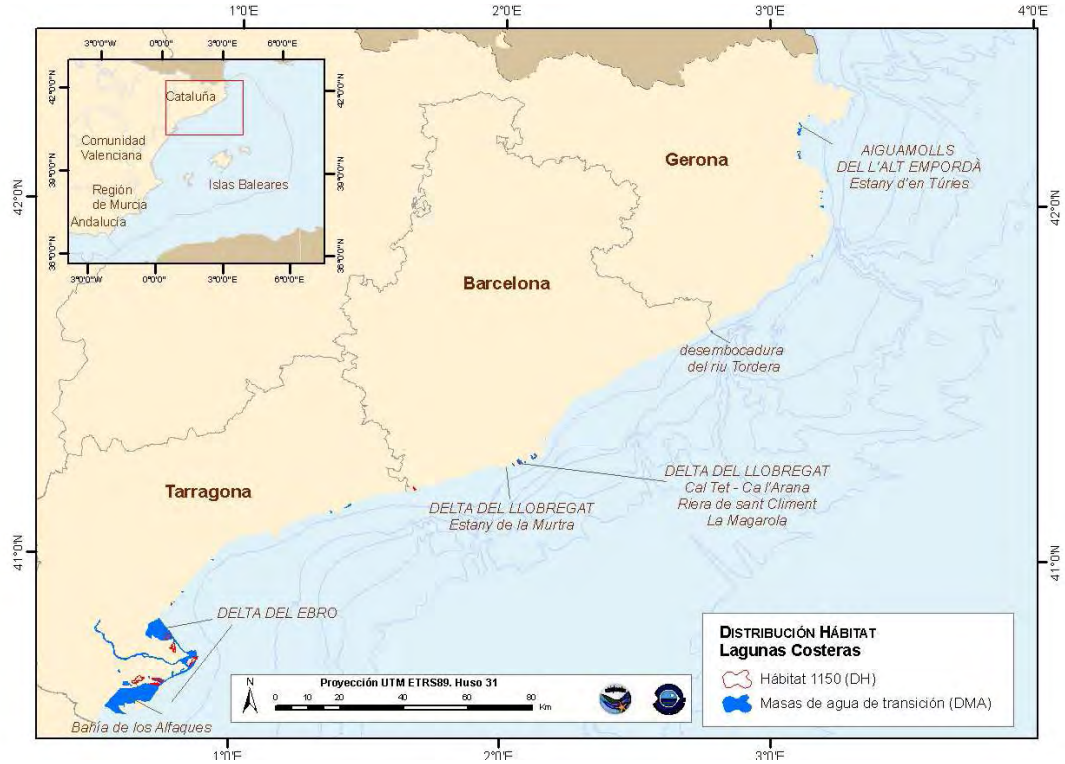


Figura 129. **Distribución del hábitat lagunas según la DH y DMA.**

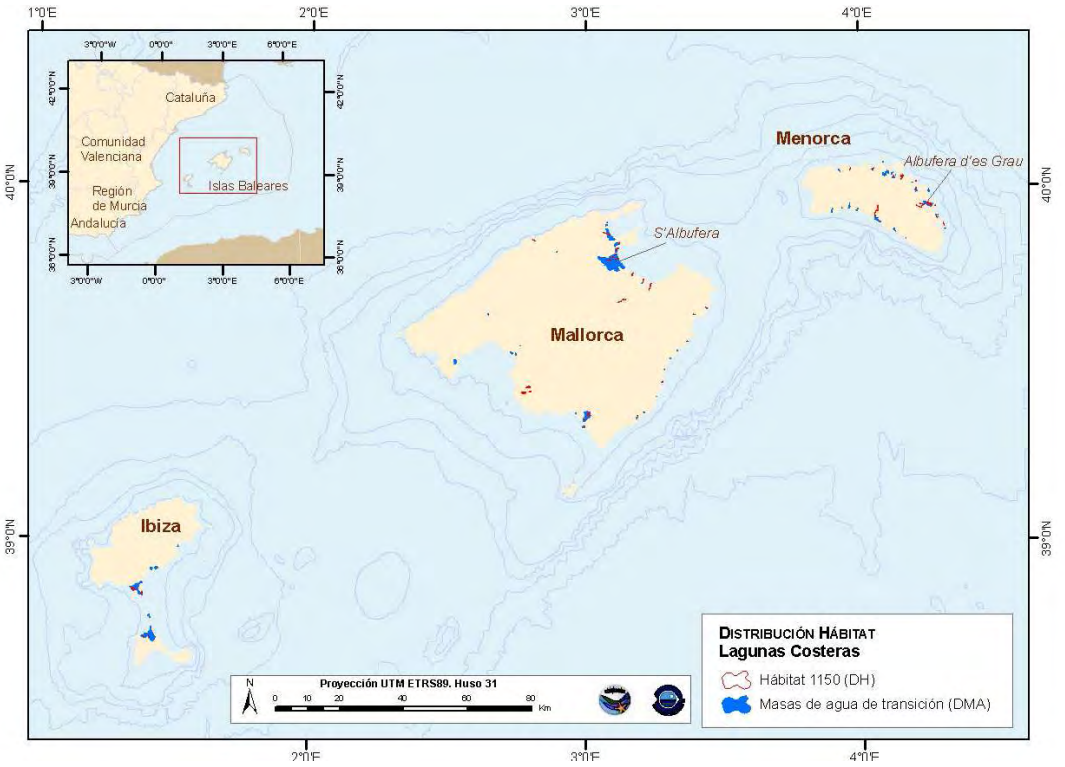


Figura 129 (cont). **Distribución del hábitat lagunas según la DH y DMA.**

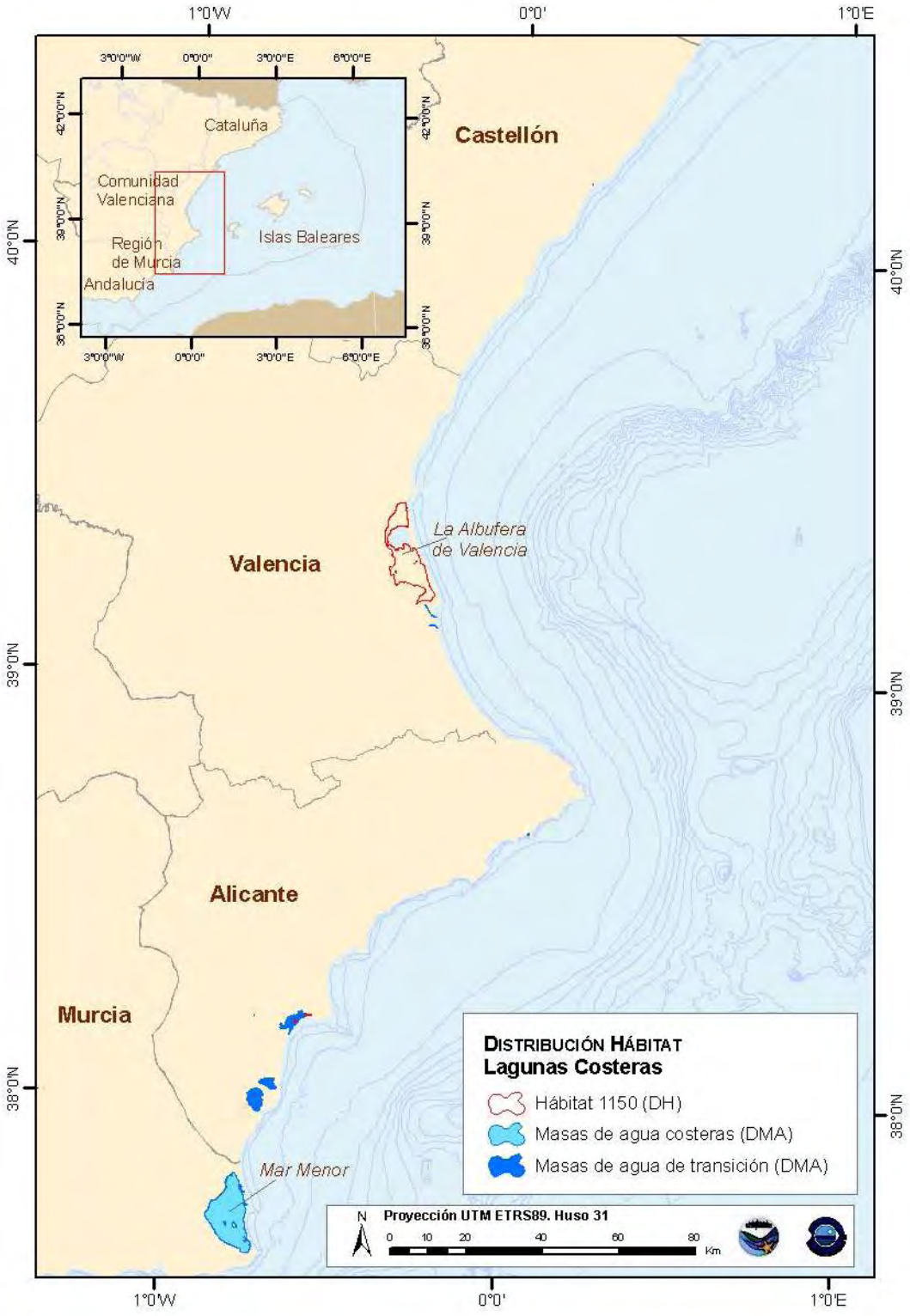


Figura 129 (cont). **Distribución del hábitat lagunas según la DH y DMA.**

En la demarcación levantino balear las lagunas costeras están sometidas a las mismas presiones que en otras zonas. Son de destacar aquellas cuyos impactos se relacionan con la reducción y desaparición de lagunas y humedales asociados. A continuación se ha ce una relación de cuales son este tipo de presiones y los impactos que producen:

Explotación agrícola de los entornos lagunares. Impactos: Aterramiento y desecación de sus riberas (construcción de pozos y extensión de cultivos de arroz en la Albufera de Valencia y Delta del Ebro).

Construcción de urbanizaciones. (Lagunas de Platja. de Torre dembarra, Parque Natural del Marjal de Pego – Oliva, Salinas de San Pedro del Pinatar). Impactos: Alteración y eliminación de la vegetación perilagunar que actúa como trampa de sedimentos y de contaminantes (filtros verdes), lo que contribuye a incrementar la velocidad de colmatación de las lagunas y el aporte de nutrientes y contaminantes a sus aguas al ser arrastrados libremente por las escorrentías provocadas por las lluvias (García-Pintado et al, 2009 (libro del Mar Menor) Albufera de Valencia, Laguna del río Antas (Ortega, M., 2001; Ortega et al, 2000).

Regeneración y creación de playas (Mar Menor (Instituto Mediterráneo del agua, 2009)). Impactos: Enterramiento de comunidades, incremento de la turbidez del agua, enfangamiento de fondos.

Construcción y mantenimiento de puertos deportivos. Impactos: Incremento la tasa de colmatación. Erosión de las barras arenosas que cierran las lagunas como consecuencia de modificación de las corrientes litorales tras la construcción de puertos y espigones de regeneración de playas (Medina, R. 2011; http://www.eurosion.org/project/eurosion_es.pdf)

Construcción de caminos o carreteras (S'albufereta – Complejo lagunar de la Albufereta de Alcudia – Prat de Maristany; Albufera de Valencia, o sobre la Manga del Mar Menor), expansión de aeropuertos y construcción de campos de golf (Complejo lagunar dels Aiguamolls del Llobregat, La Manga del Mar Menor). Impactos: Ruptura entre dos ecosistemas ligados funcionalmente como puede ser el marjal y cordón dunar impidiendo el intercambio de arenas desde la laguna al mar y viceversa lo que repercute en el mantenimiento de la barra arenosa etc.

A continuación se analizan los impactos que sufren las 5 lagunas costeras con influencia marina seleccionadas como relevantes en la demarcación por su tamaño e importancia ecológica *(tabla 42, figura 130).* La valoración de las presiones existentes en las distintas lagunas costeras consideradas se ha realizado a partir de datos elaborados por el IEO, utilizando como base la cartografía de las masas del agua de transición de la DMA, cruzada con las presiones identificadas sobre imágenes obtenidas del Google Earth. Sobre esas imágenes se ha realizado la estima de la magnitud de las presiones tanto sobre el perímetro lagunar, como sobre los humedales adyacentes.

Las lagunas del *Delta del Ebro* suponen una superficie de 130 km^2, de las cuales el 77´87 % de su perímetro no presenta actuaciones humanas resaltables conservándose en un estado bastante natural, el 13´66 % se encuentra cultivado y solo el 8´37 % urbanizado *(Tabla 42, Figura 130).* Aunque hay un detallado protocolo para el establecimiento del estado ecológico en la Confederación Hidrográfica del Ebro siguiendo los criterios de la DMA, (Ministerio de Medio Ambiente), así como un *Plan Integral de Protección del Delta del Ebro* (PIPDE) vinculado también a la DMA por tener el objetivo común de *"asegurar el mantenimiento de las condiciones ecológicas*

especiales del Delta del Ebro", en el momento de la redacción del presente informe no se ha podido disponer de la valoración del estado hidromorfológico de las lagunas.

S'Albufera de Mallorca es la zona húmeda más extensa e importante de Baleares, situada en el sector noroccidental de la Isla de Mallorca, en la Bahía de Alcudia (abarca parte de los municipios de Muro y Sa Pobla). Es una marisma litoral mixta muy modificada por usos y actuaciones antrópicas y en avanzado estado de colmatación, formada por lagunas y canales naturales y artificiales de conexión, riego o drenaje, con una amplia cobertura vegetal de carrizo y masiega, separada del mar por una barra o restinga dunar y con unas características físico-químicas en las que predominan los gradientes. La superficie de la Albufera sin considerar los humedales circundantes tiene una superficie de 212 Km^2, estando el 5´7% de su perímetro lagunar ocupado por una depuradora de aguas residuales, el 13´3 % urbanizado y el resto (86´7%) sin ningún uso *(Figura 130, tabla 42)*. En la DMA esta masa de agua de transición está tipificada como natural. Su estado hidromorfológico no ha sido evaluado, pero como el estado ecológico alcanzado ha sido de moderado/aceptable, se asume que la calidad de los elementos hidromorfológicos es la misma siguiendo las premisas establecidas en la Directiva.

La *Albufera des Grau* solo tiene una pequeña aldea en el margen lagunar lo que supone que el 95, 32 % del perímetro lagunar se encuentra conservado. La Albufera de Valencia, representa el caso opuesto. El 100 % del perímetro lagunar se encuentra alterado principalmente por cultivos, y en menor medida por la expansión de núcleos urbanos, al igual que los canales que aportan la mayoría del agua dulce a la laguna. Aunque en los últimos años el soterramiento de la laguna para ganar terreno de cultivo se ha detenido, anteriormente se desecó y rellenaron amplias zonas perilagunares. En la Actualidad la superficie de la laguna es una tercera parte de la que tenía en la edad media (http://www2.chj.gob.es/albufera/01_WEB_ED_/01_AV_DSAV/04_GA/01_MC/Modelo_conceptual.htm), habiendo perdido desde 1898 hasta ahora unos 22´15 km^2 lo que ha supuesto unos 0.19 km^2 por año

Del perímetro de la *Albufera de Valencia* el 97´38 % está ocupado por usos agrícolas (cultivo del arroz) mientras que el 2´6% restante se encuentra urbanizado *(Figura 130, Tabla 42).* En los humedales adyacentes el 96´3 % corresponden a cultivos y el 3´37 % se encuentra urbanizado. Es de destacar que en la parte norte de la Albufera se concentran importantes núcleos urbanos e industriales, cuya superficie es mayor que la de la propia laguna (32´75 km^2 frente a 21´2 km^2) y que son los responsables del vertido de aguas con contaminantes orgánicos y químicos a los canales de riego y a la laguna en última instancia, además de haber contribuido a la disminución del perímetro lagunar por la desecación inducida por la sobreexplotación de los acuíferos.

El *Mar Menor* es la única masa de agua natural tipificada como Aguas Costeras por la DMA. Su estado hidromorfológico no ha sido evaluado, pero como el estado ecológico alcanzado ha sido de MODERADO/ACEPTABLE, se asume que la calidad de los elementos hidromorfológicos es la misma siguiendo las premisas establecidas en la Directiva. El Mar Menor sufre una fuerte presión urbanística en casi todo su perímetro (61´77 %, *tabla 42),* y la agricultura ha sustituido a la mayoría de la vegetación perilagunar original de los humedales adyacentes (16´96%). Solo el 13% de la superficie de la laguna (considerando las islas interiores) conserva las características de los humedales perilagunares originales. Sólo existe terreno muy bien conservado en las islas del interior de la laguna y al norte de las encañizadas en el Parque Regional de las Salinas de San Pedro del Pinatar.

Tabla 42. **Presiones e impactos sobre las lagunas de influencia marina más representativas de la Demarcación Levantino-Balear.**

Localidad	Descripción de las presiones	Área (km^2)	Perímetro (Km)	Impactos Perímetro (Km)	Perímetro (%)
Mar Menor	Espejo de agua	134.4	66.21		
	Cultivos			11.23	16.96
	Urbanizado			40.9	61.77
	*Conservado	8.8		14.08	21.27
	Islas interiores				
	Conservado	8.81		25.22	
Albufera de Valencia	Espejo de agua	28.75	24.08		
	Cultivo			23.45	97.38
	Urbanizado			0.63	2.62
	Aguas de transición (zona de canales de riego)	115.81	77.421		
	Cultivos			74.811	96.63
	Urbanizado			2.61	3.37
	***Total área urbanizada	18.43			
	***Total área industrial	14.32			
Delta del Ebro	Aguas de Transición	130.82	329.34		
	Cultivos			44.98	13.66
	Urbanizado			27.57	8.37
	Conservado			256.45	77.87
Albufereta de Mallorca	Espejo de agua	21.2	43.17		
	Urbanizado			5.74	13.3
	Industrial	0.21		2.47	5.72
	Conservado			37.43	86.7
Albufereta des Grau	Espejo de agua	1.33	21.26		
	Urbanizado			0.996	4.68
	Conservado			20.264	95.32

*** Áreas en los humedales adyacentes pero con influencia directa sobre canales y acuíferos.

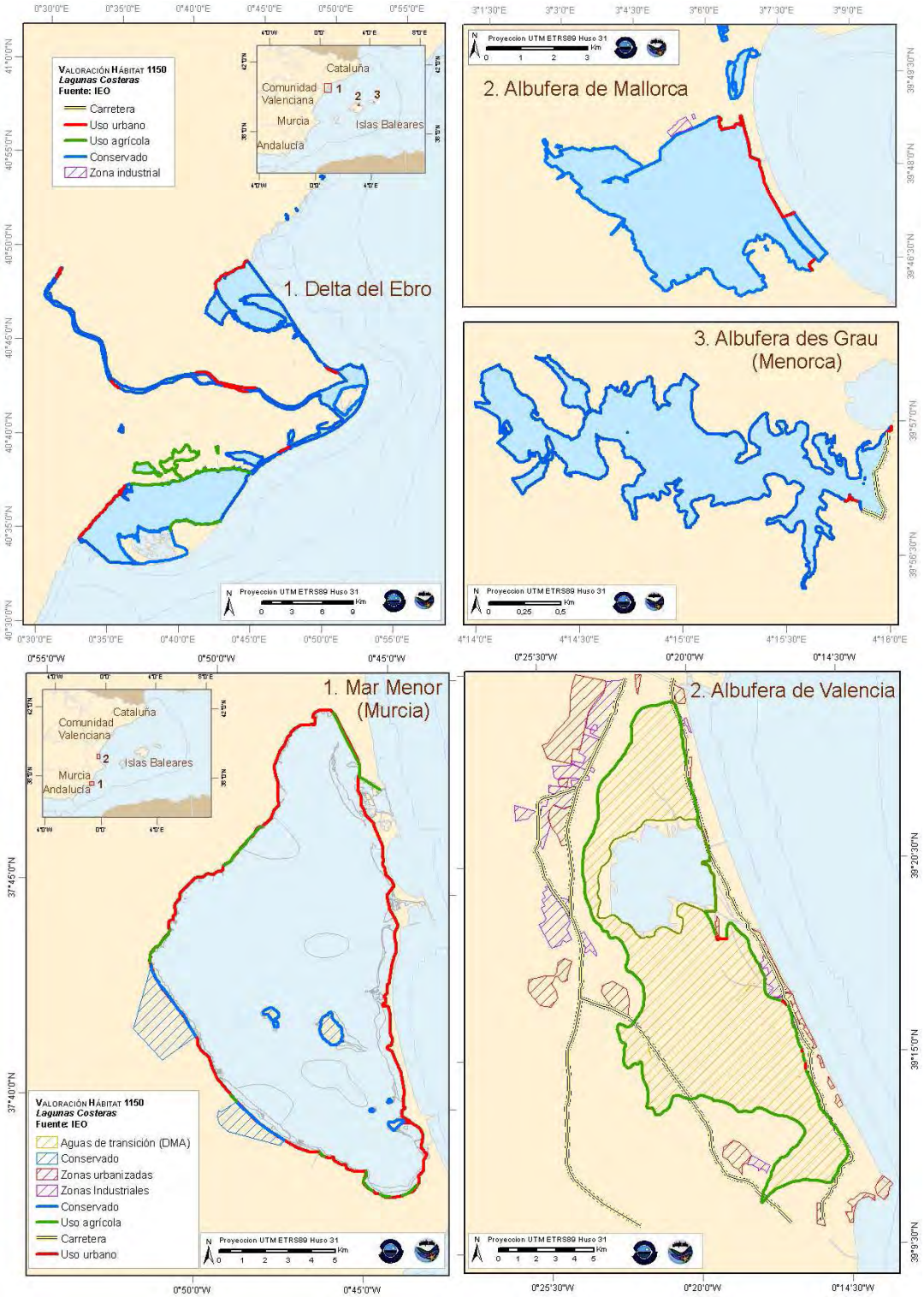


Figura 130. **Representación de los impactos a los que se ve sometido el hábitat lagunas de la demarcación levantino-balear.**

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

Indicador relacionado: superficie del hábitat rocoso infralitoral

Indicador relacionado: superficie de hábitat rocoso de origen biogénico

Indicador relacionado: superficie de las diferentes categorías de hábitats rocoso descritos

Indicador relacionado: superficie del hábitat rocoso infralitoral

Según la información disponible, la extensión total del hábitat rocoso infralitoral en la Demarcación Levantino-Balear es de 153,8 km^2. Pero como se ha comentado con anterioridad, la información cartográfica disponible es muy heterogénea, con diferentes niveles de precisión e incompleta en bastantes zonas, por lo que esta cifra no puede tomarse en términos absolutos. No obstante, se puede considerar como una primera estima de la que partir para mejorar estos datos. El hábitat rocoso infralitoral está presente en todas las regiones de la Demarcación; aunque con diferente patrón de distribución en las diferentes regiones, relativo al número medio, tamaño y forma de los polígonos, como se ha comentado en apartados anteriores.

Tabla 43. **Extensión (Área, km^2) del hábitat rocoso infralitoral en las diferentes regiones de la Demarcación Levantino-Balear y en su área total de distribución en el litoral Mediterráneo Español.**

Demarcación Levantino Balear	**Comunidades de fondos rocosos en el estrato (0-50m)**		
Región	**Área plataforma 0-50m (Km^2)**	**Área del hábitat (Km^2)**	**Representatividad en el área de plataforma (0-50m) (%)**
Cataluña	1809,7	15,2	0,8
Baleares	2112,4	97,5	4,6
C. Valenciana	2685,5	28,9	1,1
R. de Murcia	459,9	6,6	1,4
Andalucía (C.Gata)	171,5	5,6	3,2
Total	7239,1	153,8	2,1

Baleares presenta una mayor extensión del hábitat rocoso con más de 97 km2 de roca; siendo además, la región con mayor representación del hábitat respecto a su superficie de plataforma (hasta los 50 metros de profundidad) con cerca del 5% de la superficie. Ello contrasta con el resto de zonas geográficas, donde la representatividad es <1,5 %, incluso en plataformas tan extensas como la de la Comunidad Valenciana. Cabo de Gata, presenta un valor de representatividad por encima del 3% debido a que posee una estrecha plataforma y la línea de costa es mucho menor que el resto. Aunque el hábitat rocoso está presente en toda la Demarcación, su escasa superficie (no supera el 2,1%) determina que debe considerarse un hábitat raro en la plataforma continental

hasta los 50 metros de profundidad, entendiendo como rareza la presencia relativa menor a un 5 % en el área analizada (Margules y Usher, 1981).

No obstante, y principalmente en la zona Levantina, existen abundantes afloramientos rocosos paralelos a la costa (entre 15 y 45m de profundidad) que representan playas fósiles cuaternarias; y un buen número de ellas no han sido cartografiadas. Por ello, la superficie de 153,8 km^2, probablemente, esté minusvalorada.

Se lleva a cabo un análisis detallado del porcentaje de hábitat incluido en áreas marinas protegidas (AMP), zonas de fondeo de arrecifes o Lugares de Importancia Comunitaria (LIC). Es evidente que a la hora de seleccionar un AMP y sobre todo un LIC, el hábitat rocoso adquiere un peso especial, alcanzando desde un 95 % en el Cabo de Gata a un 38% en Cataluña, valores muy altos si lo comparamos con el valor de representatividad con respecto a la plataforma. De alguna forma se ha asumido que el hábitat rocoso presenta una gran fragilidad e interés para la conservación, siendo un elemento de protección prioritario a la hora de definir los límites de los espacios protegidos.

Tabla 44. **Superficie del hábitat rocoso infralitoral incluido en áreas LIC, en Áreas marinas protegidas y en áreas protegidas por arrecifes artificiales en cada Comunidad Autónoma/Región de la demarcación Levantino-Balear. Fuente: mapas de las *Figuras 111-114.***

Demarcación Levantino Balear	**Comunidades de fondos rocosos en el estrato (0-50m)**				
Región	**Área del hábitat (Km^2)**	**Representatividad en el área de plataforma 0-50m (%)**	**% del hábitat en áreas marinas protegidas**	**% del hábitat protegido por arrecifes artificiales**	**% del hábitat en LIC**
Cataluña	15,2	0,8	13,9	0,2	37,6
Baleares	97,5	4,6	21,5	2,8	58,9
C. Valenciana	28,9	1,1	19,8	14,4	44,7
R. de Murcia	6,6	1,4	4,4	20,8	43,8
Andalucía (C.Gata)	5,6	3,2	38,2	19,6	95,3
Total	153,8	2,1	20,3	6,11	54,8

Indicador relacionado: superficie de las diferentes categorías de hábitats rocosos descritos para la Región de Murcia

Este indicador se aplica, a modo de ejemplo, para el litoral de la Región de Murcia, ya que es el único tramo donde existe información suficiente asociada a los polígonos cartográficos. Las tipologías que ocupan una mayor superficie de hábitat son las pertenecientes al grupo A3, sobre todo la $A3_2$ y la $A3_3$, grandes unidades rocosas que siguen la línea de costa o las islas de mayor tamaño y profundidad. El rango de tamaño de los primeros es muy variable; mientras que en el

caso de las islas, el tamaño de los polígonos es más estable, por lo que observamos un menor error estándar. La tipología A1 presenta la menor extensión, debido a que son islotes o peñascos de pequeño tamaño

Tabla 45. **Extensión (área en m^2 ± error estándar) de los diferentes tipos de hábitats rocosos infralitorales de la Región de Murcia. Además, se presenta la profundidad media máxima y mínima de los polígonos, y el rango de áreas (máxima y mínima) por polígono.**

Tipología	Área (m^2) medio	ES	Profundidad media		área max	área min
A1	90,24	70,82	0,50	0	190,75	11,74
A2	5848,20	7970,35	1,97	0,61	27143,92	91,20
A31	45256,67	94606,94	5,93	3,05	426303,54	233,55
A32	162230,81	310518,20	19,64	5,17	1215275,64	6809,08
A33	143900,31	24797,56	50	0	168703,03	119107,92
B1	5862,46	4227,21	4,64	1,03	13985,71	930,01
B2	2788,04	3429,87	5,73	1,68	9733,27	407,52
B3	94950,05	143829,77	38	13,86	381433,65	1688,06

Superficie ocupada por el hábitat rocoso de origen biogénico:

Es necesario recopilar la información existente sobre la superficie actual del hábitat rocoso biogénico, y sus asociaciones características. Sin embargo, actualmente, dicha información es escasa y/o de difícil disponibilidad. Existen algunos trabajos[1], que realizan una caracterización del hábitat rocoso litoral de origen biogénico y la facies de *Dendropoma petraeum,* comunidad incluida como "arrecifes" (1170) en la Directiva Hábitat 92/43, y clasificada como III.6.1.3 en el Convenio de Barcelona. Estas estructuras se sitúan sobre la roca litoral expuesta al oleaje, en las proximidades del nivel 0 y en los tramos de litoral bañado por aguas limpias, no contaminadas y con escasos aportes sedimentarios. Estos gasterópodos pueden construir plataformas de más de 25 cm de grosor, que adquieren diferentes formas según la inclinación del substrato y el régimen de oleaje. En las costas peninsulares aparecen con cierta abundancia en el SE (Alicante-Murcia-Almería), donde forman construcciones elevadas; siendo su presencia muy rara al norte del delta del Ebro. No existe información disponible que cuantifique la superficie del hábitat, salvo un estudio de la Comunidad Valenciana (Ramos-Esplá *et al.*, 2008).

Presiones

[1] Estudio Sobre el Estado de Conservación de los Hábitats Marinos de Interés Comunitario y/o Mediterráneo Presentes en el Litoral Sumergido de la Región de Murcia Vol VI: Caracterización y valoración del Hábitat. Arrecife en el litoral mediterráneo de la Región de Murcia. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Se han identificado las diferentes presiones que afectan al hábitat rocoso, y se ha establecido un área de influencia para cada presión. Los impactos considerados son: emisarios (aguas residuales, desaladoras), vertidos de tierras, plantas de acuicultura, fondeaderos y costa artificial. No se ha tenido en cuenta el efecto de la pesca; aunque puede representar una importante presión en el hábitat rocoso, es difícil de georeferenciar su impacto. Por otra parte, los pescadores suelen evitar los afloramientos rocosos ya que existe riesgo de rotura del arte de pesca (Freese et al., 1999). No obstante, conviene tener en cuenta la pesca de arrastre sobre fondos rocosos infra y circalitorales ya que algunas unidades pescan ilegalmente con tren de bolos.

Las actuaciones de dragados y rellenos de tierras para la generación de nuevas playas o ganar terreno al mar, junto con la construcción de paseos marítimos y puertos deportivos, ligados a la expansión urbanística, han dado lugar a la modificación de las características de los fondos y degradación de las comunidades asociadas. Los aportes sedimentarios procedentes de las playas artificiales incrementan la turbidez, disminuyendo las radiaciones de luz disponibles para la comunidad fital. Además, la existencia de un mayor número de partículas en suspensión inorgánicas puede afectar a los organismos filtradores y a la ictiofauna. Un total de 1,37 km^2 del hábitat rocoso infralitoral están afectados por este impacto en la Demarcación. La dinámica sedimentaria costera se encuentra intensamente alterada debido a la interrupción por obstáculos como diques y puertos. La presencia de estas estructuras provoca la erosión acelerada de la zona expuesta a las principales corrientes; mientras que un proceso de sedimentación se produce en las zonas protegidas de las mismas, lo que provoca el enterramiento de hábitats rocosos y/o una hipersedimentación lo que genera abrasión sobre las especies sensibles y su desaparición en las zonas afectadas. La zona estudiada presenta, según los datos del CEDEX, hasta un total de 9,02 km^2 de superficie de hábitat afectada por estructuras artificiales. Las actividades lúdicas, recreativas, deportivas y turísticas (paseo, recolección, náutica, anclaje, submarinismo, baño, etc.) ejercen una presión desigual (Milazzo & Ramos-Esplá, 2000; Francour y Koukouras, 2000). Los efectos más directos son la degradación de los hábitats por pisoteo y alteraciones de sus características por basuras, vertidos, contaminación, etc., así como diversas molestias a las especies asociadas. Lugares especialmente frecuentados pueden generar un impacto severo aunque localizado, sobre todo en las comunidades sensibles del mediolitoral y de la plataforma de abrasión, como las formaciones de origen biogénico. Las actividades náuticas representan un riesgo importante para los hábitats marinos; entre ellos la contaminación por hidrocarburos y otros compuestos contaminantes (como las pinturas antifouling), y el fondeo de las embarcaciones por el efecto erosivo de las anclas. Estudios preliminares llegan a detectar imposex en algunas especies analizadas (Foale, 1993). No obstante, se carece de información cuantificable del efecto de estas presiones sobre el hábitat.

La presencia de emisarios urbanos con aporte de aguas residuales, provoca el incremento de materia orgánica generan un proceso de desequilibrio trófico y eutrofización, cuya consecuencia es una importante pérdida de singularidad (Azzurro et al, 2010). La inadecuada gestión de estos residuos favorece la turbidez y la eutrofización. Hay que destacar que una de las principales fuentes de nutrientes para la eutrofización, procede de los vertidos urbanos de las poblaciones y núcleos turísticos del entorno que, debido a la deficiencia en las infraestructuras de depuración o red de saneamiento, llegan a través de las ramblas o por contaminación difusa al medio marino.

Para la Demarcación, sólo se ha obtenido información del efecto de los emisarios en la Comunidad Valenciana, y se ha estimado que están afectados por este tipo de impacto un total de 0,13 km2,

lo que supone un 8,7 % del hábitat en la zona. Las principales fuentes de nutrientes que pueden terminar en procesos de eutrofización, procede de los vertidos urbanos que, debido a la deficiencia en las infraestructuras de depuración o red de saneamiento, llegan a través de las ramblas o por contaminación difusa, pero también y en gran medida por los emisarios. Otra fuente importante de nutrientes, principalmente, en las provincias de Valencia y Castellón, son las acequias de riego que vierten directamente al mar.

Las comunidades rocosas de algas son especialmente sensibles al efecto derivado del fondeo de embarcaciones, ya que las anclas provocan una erosión localizada, pero el efecto acumulativo de fondeos puede afectar a extensiones importantes. Actividades en auge, como el buceo, afectan directamente a la biota del sustrato rocoso, sus impactos están asociados a la erosión provocada durante la inmersión en la comunidad bentónica, la recolección de organismos clave o a la alteración del comportamiento de las especies (Airoldi et al. 2005). En este documento, se ha analizado la superficie afectada del hábitat según dos fuentes diferentes, la primera a partir de los datos del CEDEX y la segunda a partir de fuentes propias del IEO. Se observa claramente una subestimación evidente en los datos del CEDEX (1,65 km^2 de hábitat rocoso afectados), sobre todo en Cataluña y Baleares, frente los datos del IEO (5,91 km^2 afectados). En la comunidad Valenciana, el posible impacto no se ha estimado por estas fuentes, utilizando datos propios para su interpretación. La zona más afectada es Baleares, seguida de Cataluña. Respecto a la Región de Murcia, sólo se ha conseguido la información de determinados puntos de buceo observándose que existe una importante presión en las zonas rocosas, sobre todo en aquellas que a priori están en un mejor estado de conservación (Luna et al, 2010).

El desarrollo de la acuicultura precisa un seguimiento de los efectos que origina en el estado de conservación de los hábitats marinos. Una mala gestión de la acuicultura puede provocar alteraciones importantes en las comunidades (Azzurro et al. 2010).

El establecimiento de especies alóctonas e invasoras provoca importantes cambios en la composición de la biota en zonas del Mediterráneo occidental. Ejemplos, como el alga *Caulerpa racemosa*, procedente del Indopacífico, genera un importante impacto, ya que desplaza a las algas existentes al incrementar el enfangamiento, produciendo la desaparición de macrófitos estructuradores y empobreciendo las comunidades. La gran versatilidad y adaptabilidad de *Caulerpa racemosa*, le permite colonizar ambientes muy diversos, entre ellos los hábitats rocosos infralitorales. Otras especies exóticas invasoras, como las macroalgas *Womersleyella setacea, Acrothamnion pressii* y *Lophocladia lallemandii* (Boudouresque y Verlaque, 2002), y el coral hermatípico *Oculina patagonica* (Zibrowius y Ramos, 1983; Fine et al., 2001), actualmente, están extendiendo su distribución sobre los substratos rocosos infralitorales del Mediterráneo ibérico y compitiendo con éxito sobre las especies autóctonas. La expansión de dichas especies se ve favorecida por el cambio climático, provocando la alteración de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad en el litoral (Ruiz et al, .2008)

***Tabla 46*. Estimación del grado de impacto potencial de diferentes acciones humanas frecuentes a lo largo de la costa de la Demarcación. La estimación del grado de interacción con el hábitat rocoso infralitoral se ha obtenido aplicando en SIG un buffer de radio variable según la estructura. Se indican las principales fuentes que han proporcionado la información georreferenciada de los impactos. Extensión del hábitat (km^2 y porcentaje). GV = Generalitat Valenciana. Fondeaderos CEDEX = capa SIG del CEDEX sobre fondeaderos oficiales que figuran en las cartas marinas; Fondeaderos IEO = capa SIG del IEO sobre fondeaderos no regulados.**

			Cataluña			Comunidad Valenciana			Murcia			Baleares			Andalucía		
Presiones	***Fuente***	***Buffer (radio m)***	***Area afectada de roca (Km^2)***	***Valor de la presión que interactúa***		***Area afectada de roca (Km^2)***	***Valor de la presión que interactúa***		***Area afectada de roca (Km^2)***	***Valor de la presión que interactúa***		***Area afectada de roca (Km^2)***	***Valor de la presión que interactúa***		***Area afectada de roca (Km^2)***	***Valor de la presión que interactúa***	
				unidades	***(%)***		***unidades***	***(%)***		***unidades***	***(%)***		***unidades***	***(%)***		***unidades***	***(%)***
Emisarios (nº)	GV	200	-	-	-	0,13	2	8,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Granjas (nº)	CEDEX	1000-2500	0,003	1	11,1	0,05	2	10,0	0,3	3	27,3	0,0005	1	20	0,012	4	66,7
Fondeaderos (nº)	CEDEX	500	0,41	14	32,6	0,42	4	9,5	0,3	15	50	0,4	24	45,3	0,15	15	50
	IEO		1,51	19	42,2	0,00	16	100	0,4	16	94,1	3,9	83	48,8	0,019	1	100
Playas artificiales (Km)	(IHM-CEDEX-IEO)	200	0,30	7,55	12,1	0,65	22,1	19,5	0,17	10,33	53,6	0,05	0,07	100	0,20	9,62	98,4
Costa artificial (Km)	(CEDEX)	500	1,39	23	7,9	2,31	58,7	27,8	1,23	44	71,5	3,23	33,14	30,1	0,86	12,53	100
Area total afectada (Km^2)			**3,37**			**3,9**			**1,9**			**6,8**			**1,0**		

De las cartografías bionómicas disponibles de la Comunidad Valenciana, Murcia, Baleares y Almería, se obtiene una superficie impactada de hábitat rocoso de unos 17 km^2. Extensión importante si tenemos en cuenta que probablemente estos datos están subestimados y representa el hábitat con menor extensión de la plataforma costera (*Tabla 47).* La superficie de hábitat rocoso alterado por las presiones podría emplearse como un indicador de la pérdida de hábitat por el impacto antrópico. Hay que tener en cuenta que no se han analizado determinados impactos importantes como los provocados por la pesca (arrastre, artes fijas) o las especies invasoras.

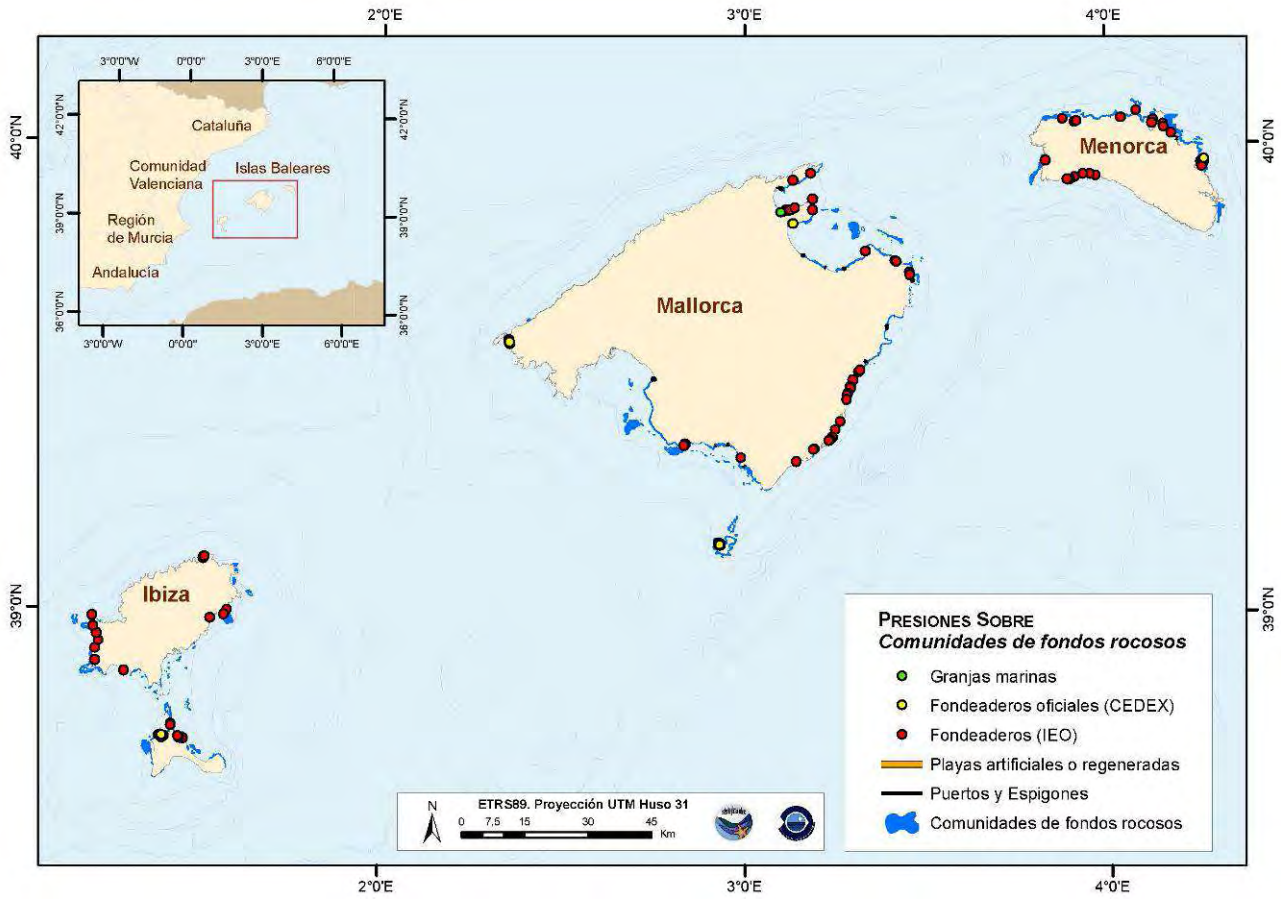


Figura 131. **Localización de las presiones identificadas sobre el hábitat rocoso en el litoral de Baleares.**

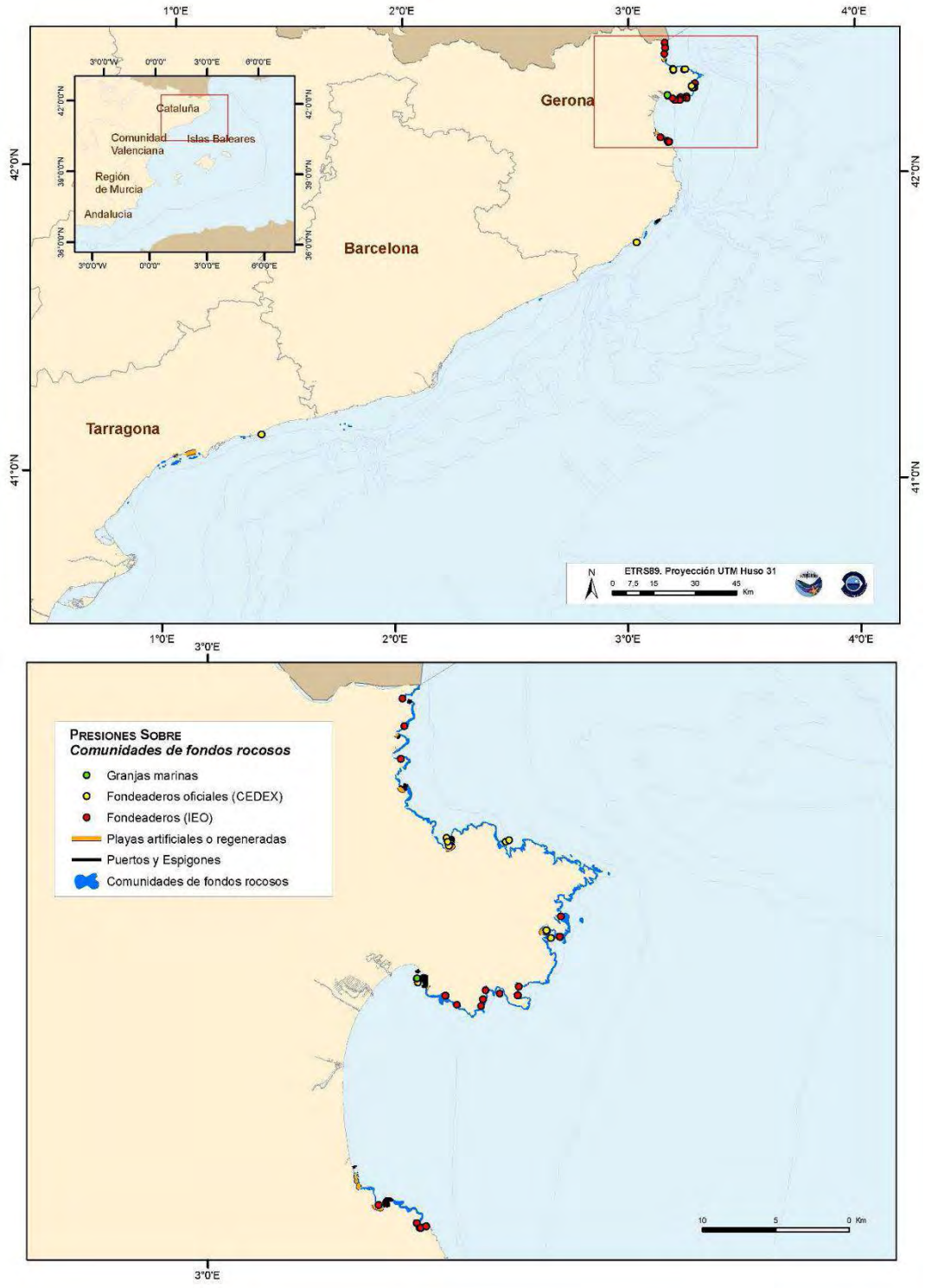


Figura 132. **Localización de las presiones identificadas sobre el hábitat rocoso en el litoral de Cataluña. Fondeaderos oficiales (CEDEX) = fondeaderos registrados en cartas marinas; Fondeaderos IEO = fondeo no regulado.**

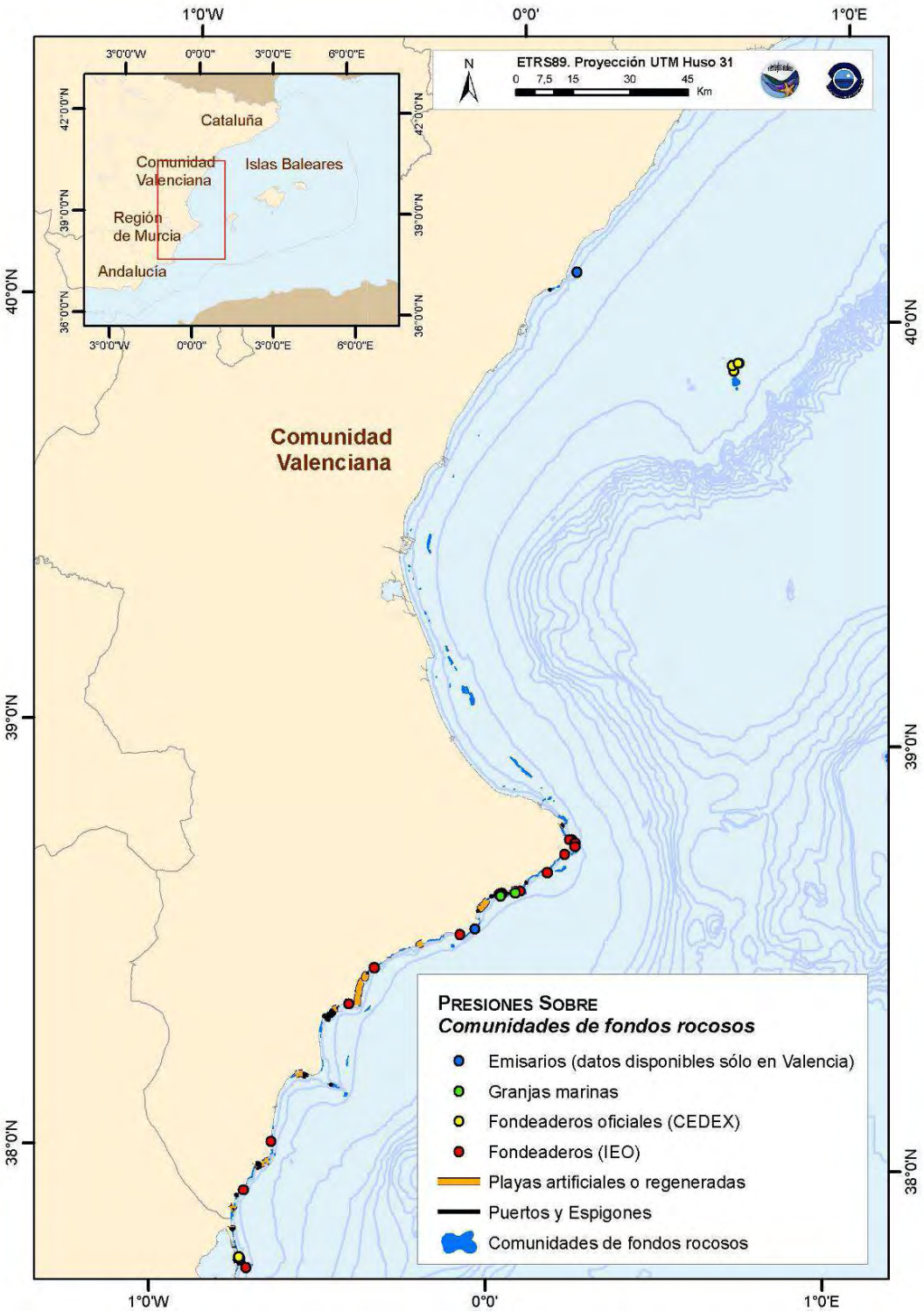


***Figura 133*. Localización de las presiones identificadas sobre el hábitat rocoso en el litoral de la Comunidad Valenciana.**

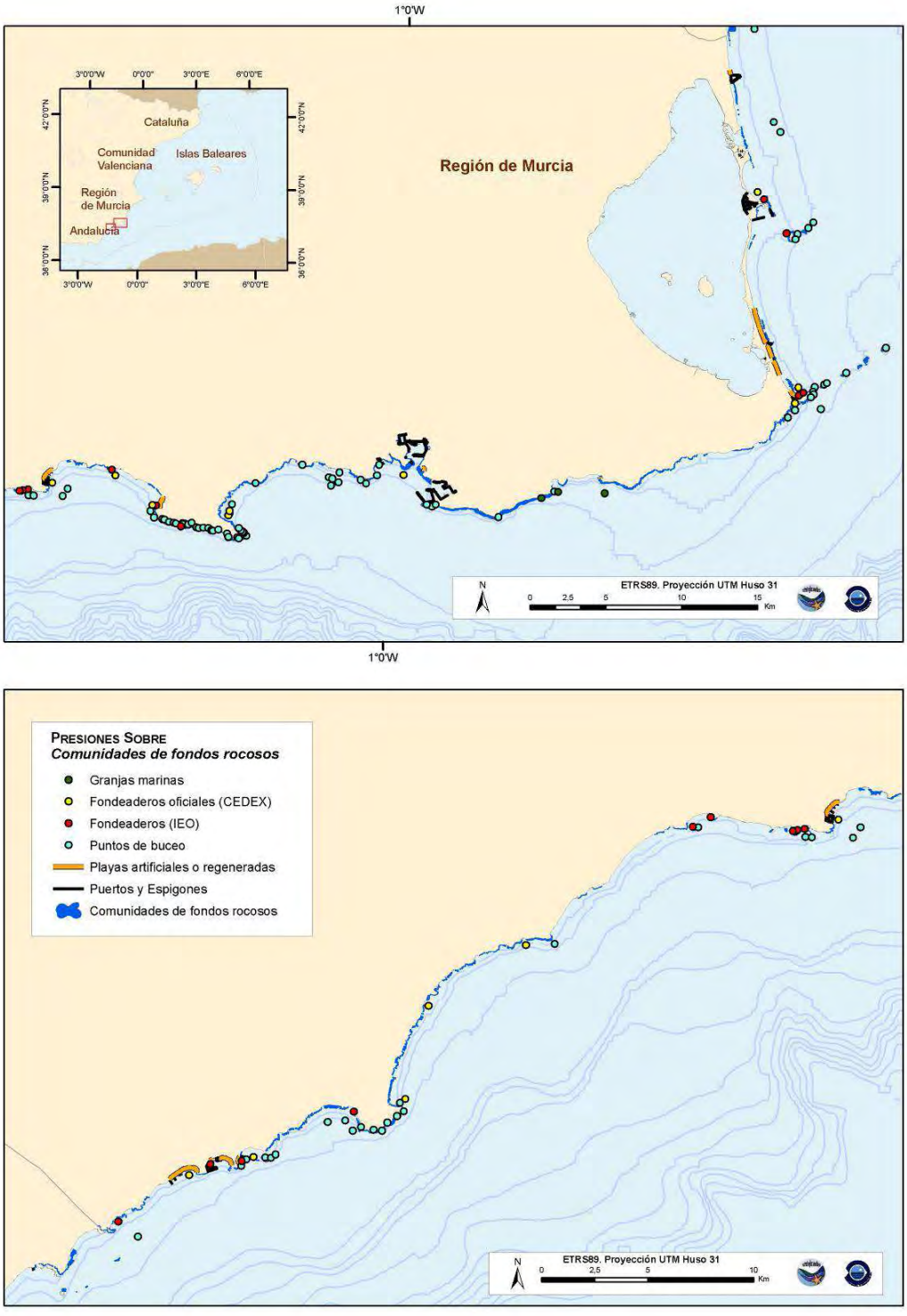


Figura 134. **Localización de las presiones identificadas sobre el hábitat rocoso en el litoral de la comunidad autónoma de la Región de Murcia.**

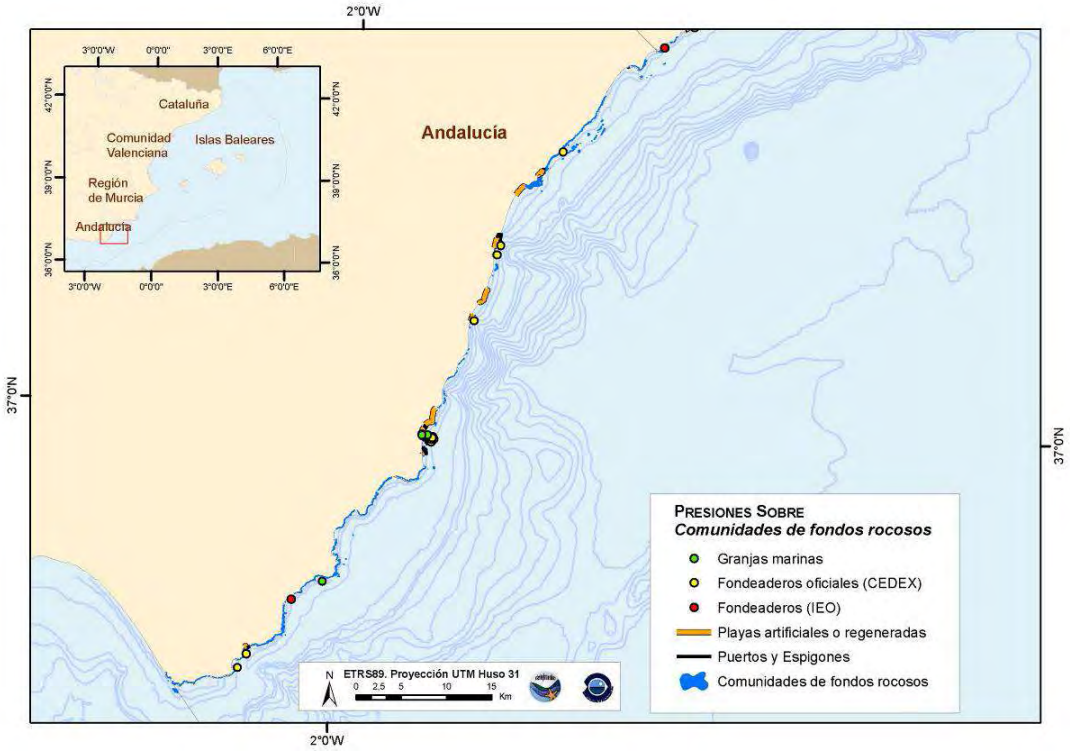


Figura 135. **Localización de las presiones identificadas sobre el hábitat rocoso en el litoral de la Andalucía.**

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Como se indica en puntos anteriores, para establecer cambios en el patrón de distribución en los fondos blandos infralitorales es necesario completar la información disponible relativa a la tipología del sedimento y las biocenosis establecidas en este tipo de hábitat dentro de la Demarcación Levantino-Balear. De los datos disponibles acerca de variaciones en distribución de este hábitat donde se identifica la presencia de fondos blandos infralitorales muy contaminados, destaca la situación de la Región de Murcia, dado que respecto al área que ocupan los fondos blandos infralitorales en esta región (23 km^2) una gran extensión es ocupada por fondos blandos infralitorales muy contaminados (19.23 km^2). Esto es debido a que en esta región se sitúa la Bahía de Portmán dónde desde 1958 a 1991 se vertieron de 11 millones de m^3 de residuos mineros provenientes de la mina de Peñarroya así como otras emisiones provenientes de actividades de industrias químicas de la zona, estas actividades afectaron a la distribución en esta zona de modo que el área fue ocupada por sedimentos muy contaminados. Otras zonas de la Demarcación Levantino-Balear, originalmente ocupadas por hábitats de fondos blandos infralitorales, son afectadas por distintos impactos (construcción portuarias, vertidos de aguas residuales urbanas, granjas de acuicultura…), de modo que deben ser identificadas y evaluadas con el fin de establecer si el patrón de distribución de este hábitat está siendo afectado por la presencia de estas actividades.

En base a la localización de las presiones identificadas *(figuras 131-135)* y estableciendo un área de influencia para cada presión, en la *tabla 47* se indica la superficie y el porcentaje del hábitat en riesgo de degradación ambiental como consecuencia de estas amenazas para cada una de las comunidades autónomas que componen la demarcación.

Entre las distintas comunidades autónomas se observa como existe un mayor porcentaje de área en riesgo de degradación en la Región de Murcia y en Andalucía, mientras que en el resto de comunidades el porcentaje no supera el 6%, obteniéndose el menor porcentaje en las Islas Baleares (3.12%). Esta diferencia en Murcia como Andalucía es debida a que la representatividad de los fondos blandos infralitorales es mucho menor con respecto al resto de comunidades *(tabla 47)*.

De todas las presiones identificadas que pueden afectar a este hábitat, la causada por zonas de producción de moluscos es la que mayores extensiones ocupa, especialmente en el caso específico de Cataluña donde un 80% de la extensión del hábitat se emplea para esta actividad *(figura 132).* Para identificar la extensión de esta presión se ha empleado la información recogida en la Orden ARM/1995/2009 donde se hacen públicas las de zonas de producción de moluscos. En estas zonas de producción además de generarse una disminución en la abundancia de los individuos extraídos, el resto de la comunidad puede verse afectada al modificarse las condiciones del hábitat como la morfología y textura del sedimento debido a la perturbación física generada por el arte de rastro que además puede dañar o matar a otros organismos bentónicos. Este tipo de alteración también es generada por la extracción de arena, actividad menos extendida (1.2 km^2) pero que genera un mayor efecto. El efecto de esta actividad ha sido previamente analizado en el litoral de Blanes (Sardá et al., 2000), donde el dragado de arenas generó una perdida inicial casi completa de la macrofauna afectando a la composición del sedimento. La zona se recuperó relativamente rápido, restableciéndose la composición del sedimento tras un año desde la extracción y tras una colonización de especies pioneras pasado 2 años se recuperó el número de especies y la mayoría de la población. Sin embargo, especies como los bivalvos *C. chione* y *A. aculeata* necesitaron un mayor periodo de recuperación tras la extracción de arenas. Ambas son especies objetivo de estas zonas de producción de moluscos de modo que la extracción de arena afecto a dicha actividad, que también actúa como factor limitante en la talla máxima que alcanzan los adultos de estas especies objetivo. Es necesario realizar estudios específicos que comprueben si estos impactos se están produciendo y en qué medida provocan una degradación del hábitat en estas zonas de producción con el fin de mantener el buen estado ambiental y asegurar el stock de moluscos, permitiendo su aprovechamiento sostenible por las actuales y futuras generaciones.

La presencia de estructuras portuarias y otras construcciones costeras (presión: costa artificial) ocupan o afectan, con un buffer de 500 m, una extensión de 89.24 km^2 lo que supone un 2.96% de la superficie que ocupa el hábitat en toda la demarcación. Este tipo de presiones genera cambios en este tipo de de fondos debido a que afectan al régimen de corrientes de la zona y a los procesos sedimentológicos, modificando la tipología del sedimento y por lo tanto la estructura de la comunidad bentónica. Además, estas construcciones portuarias actúan como focos de contaminación de ciertas sustancias, puesto que en sus aguas se acumulan contaminantes orgánicos (hidrocarburos aromáticos) procedentes de las actividades que en ellas se desarrollan como por ejemplo el lavado de tanques o repostaje de carburante. Se ha estimado el área potencial de influencia de los puertos de Barcelona, Tarragona, Palma de Mallorca, Castellón, Sagunto, Valencia, Alicante y Cartagena *(figuras 131-135).* El área afectada por este tipo de estructuras ha de ser definida mediante una revisión de estudios ya realizados y nuevos trabajos de seguimiento, especialmente durante las actividades de dragado.

Otras actividades ocupan extensiones menores del hábitat (granjas de acuicultura, emisarios submarinos) pero están relacionadas con situaciones de eutrofización, de modo que el área de

influencia de estos impactos debe de estar bien definida mediante los indicadores relacionados con el criterio: condición de hábitat.

Por lo que se refiere a la instalación de jaulas flotantes para el desarrollo de cultivos marinos costeros, aunque los aportes de residuos orgánicos e inorgánicos resultantes de este tipo cultivo no alcanzan las dimensiones y concentraciones de los vertido de aguas residuales, la sedimentación de los residuos producidos por la fracción de alimento que no es ingerida por la población de cultivo y por sus excreciones fecales pueden provocar situaciones de anoxia en el sedimento situado bajo estas jaulas (Hall et al. 1990, Holmer 1992) asociadas con cambios en propiedades geoquímicas del sedimento, incremento del contenido orgánico (Holmer 1992, Karakassis et al. 2000) y acumulación de nutrientes como nitrógeno y fósforo (Hall et al. 1992). Estos cambios provocan variaciones en la estructura de las comunidades bentónicas de este tipo de fondos similares a los cambios asociados al enriquecimiento orgánico producido por el vertido de aguas residuales urbanas. De las distintas comunidades autónomas, la mayor superficie en riesgo por este tipo de impacto se identificó en la Comunidad Valenciana, donde 21.97 km^2 de fondos blandos infralitorales podrían verse afectados por estas instalaciones.

Respecto a los emisarios submarinos, únicamente se han incluido datos de la Comunidad Valenciana. En esta región vierten aguas residuales 21 emisarios submarinos a lo largo de sus 518 kilómetros de litoral *(figura 138).* Estas aguas son previamente tratadas en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). Sin embargo, el nivel de depuración varía entre localidades, desde un simple pretratamiento, que únicamente permite la extracción de grandes sólidos en suspensión y la eliminación de compuestos no específicos, a tratamientos secundarios, donde la materia orgánica es oxidada y se reduce la concentración de nitrógeno y fósforo, o incluso terciarios, donde el agua es depurada mediante tecnologías de tratamiento avanzado, eliminando la presencia de sustancias contaminantes en los vertidos (Zarzo Martínez, 2008).

La mayor parte de estos 21 emisarios que recogen las aguas procedentes de EDAR vierten sus aguas en zonas de fondos blandos a profundidades entre 7 m y 35 m. De modo, 12 de los emisarios presentes en la Comunidad Valenciana vierten sus aguas sobre zonas dominadas por la biocenosis de arenas finas bien calibradas. Esta biocenosis está habitualmente sujeta a múltiples presiones causadas por la actividad humana como puertos, extracción de arenas y por supuesto, el vertido de contaminantes y materia orgánica a través de emisarios de aguas residuales (Cardell *et al*., 1999). Estas comunidades son muy diferentes a otros ambientes más eutróficos, donde de forma natural hay un mayor contenido orgánico y un menor grado de oxigenación, lo que provoca que sean especialmente vulnerables a los vertidos de aguas residuales (Gray, 1992) y requieran de un seguimiento que valore el impacto generado por este tipo de efluentes.

Tabla 47. **Extensión del hábitat (km^2 y porcentaje) en riesgo de degradación ambiental para cada una de las comunidades autónomas y presiones identificadas. Fondeaderos CEDEX = capa SIG del CEDEX sobre fondeaderos oficiales que figuran en las cartas marinas; Fondeaderos IEO = capa SIG del IEO sobre fondeaderos no regulados.**

	Fuente	*Cataluña*		*Islas Baleares*		*Comunidad Valenciana*		*Región de Murcia*		*Andalucía*	
		Km^2	% del hábitat	*Km^2*	% del hábitat	*Km^2*	% del hábitat	*Km^2*	% del hábitat	*Km^2*	% del hábitat
Emisarios submarinos	EPSAR	-	-	-	-	1.46	0.11	-	-	-	-
Granjas	CEDEX	7.76	0.89	0.69	0.09	21.97	1.64	0.00	0.01	2.16	8.98
Zonas de producción de moluscos	CEDEX	703.50	80.44	40.73	5.43	61.46	4.59	2.53	10.98	2.94	12.17
Fondeaderos	CEDEX	7.76	0.89	4.33	0.58	11.56	0.86	1.70	7.39	1.68	6.95
	IEO	2.39	0.27	10.30	1.37	1.28	0.10	1.27	5.54	0.02	0.07
Extracciones de arena	CEDEX	1.20	0.14	-	-	-	-	-	-	-	-
Playas artificiales	IHM-CEDEX-IEO	3.36	0.38	-	-	10.52	0.79	1.31	5.68	1.50	6.22
Costa artificial	CEDEX	27.19	3.11	10.97	1.46	43.22	3.23	3.48	15.11	4.39	18.19
TOTAL		38.20	4.37	23.43	3.12	78.72	5.88	5.67	24.65	7.10	29.43

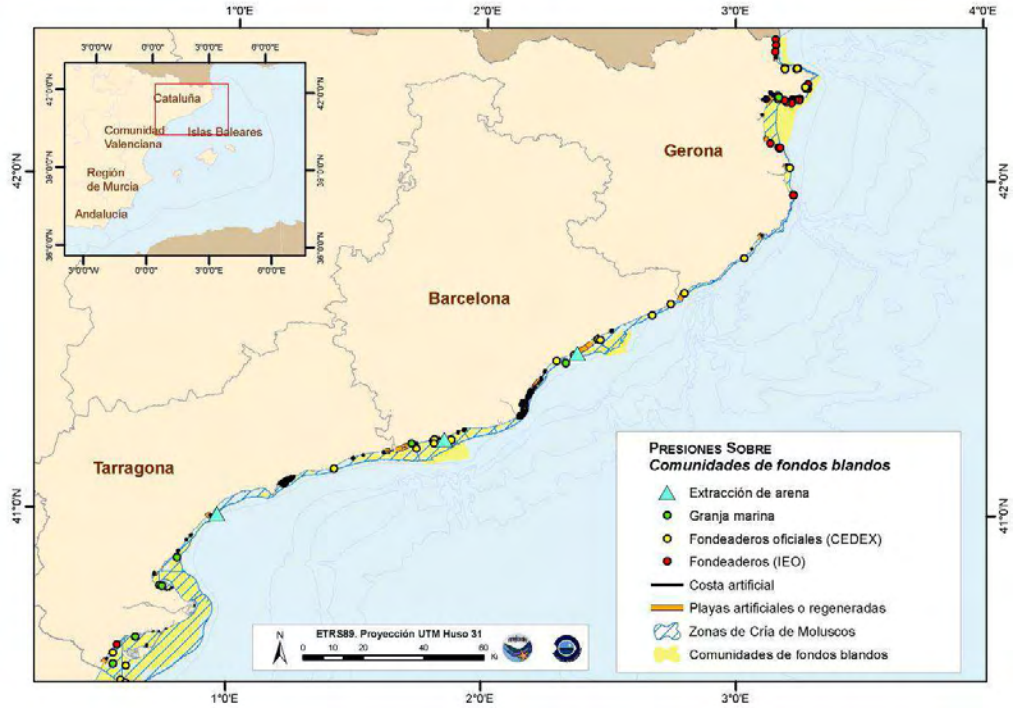


Figura 136. **Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de Cataluña sobre el hábitat fondos blandos infralitorales. Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.**

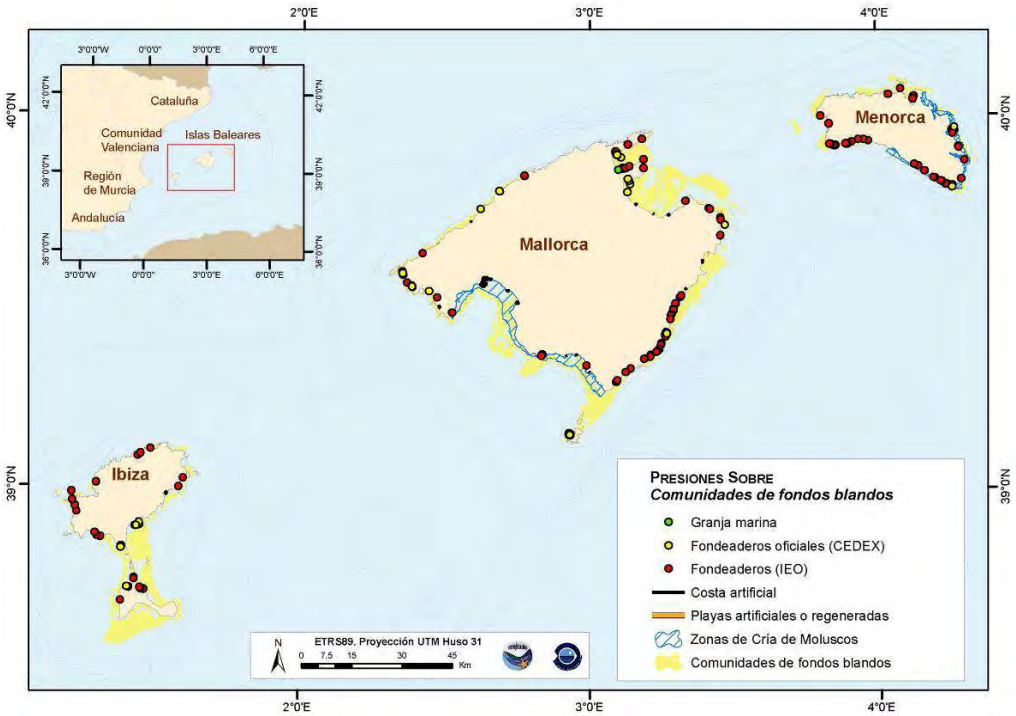


Figura 137. **Lo Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de las Islas Baleares sobre el hábitat fondos blandos infralitorales. Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.**

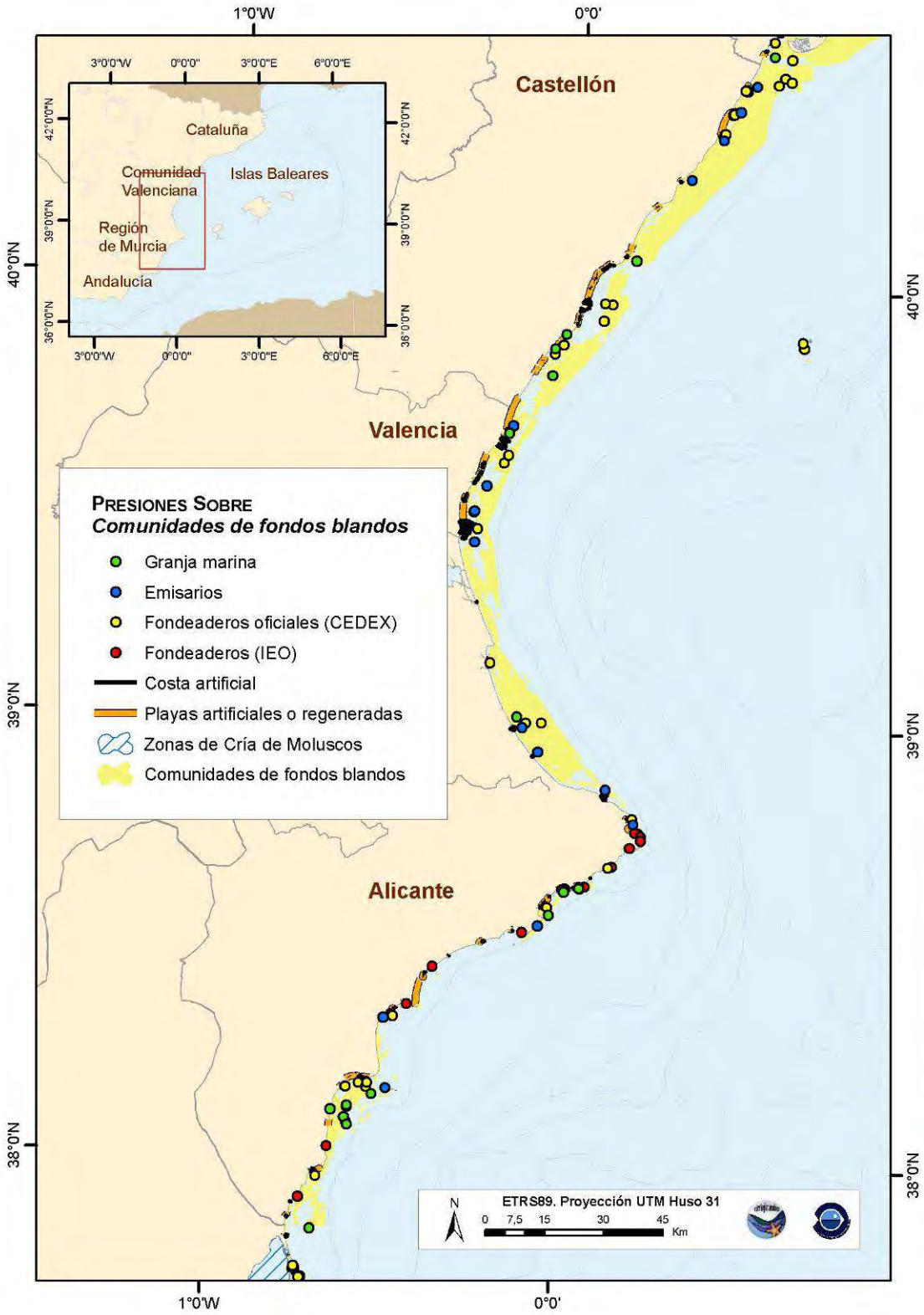


***Figura 138*. Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de la Comunidad Valenciana sobre el hábitat fondos blandos infralitorales. Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.**

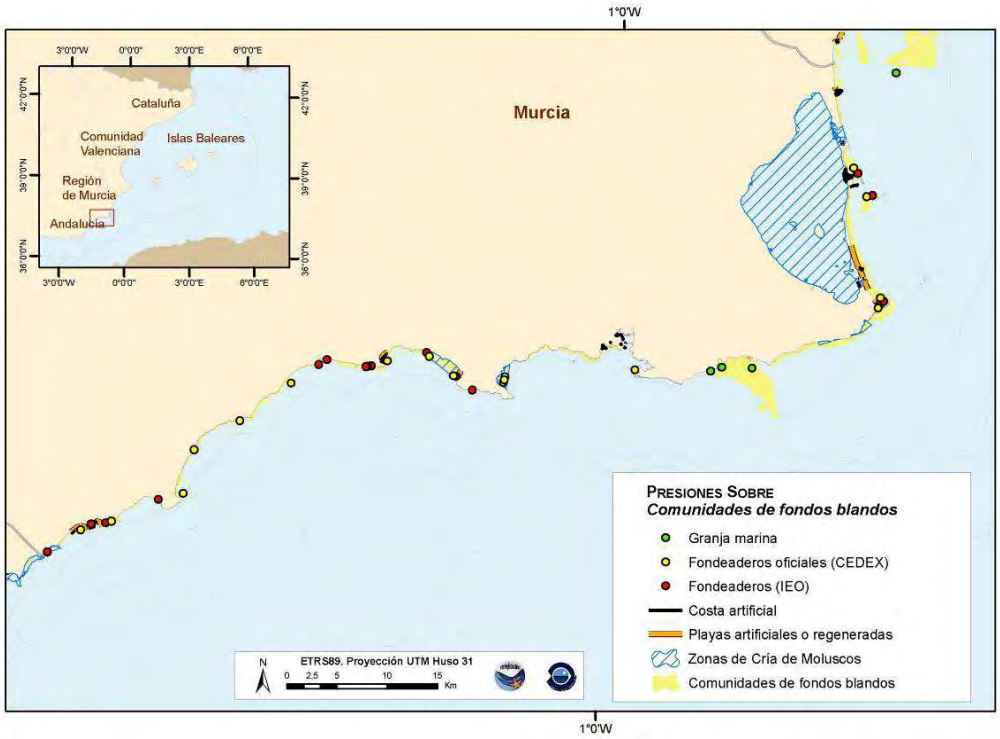


***Figura 139*. Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de Murcia sobre el hábitat fondos blandos infralitorales. Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.**

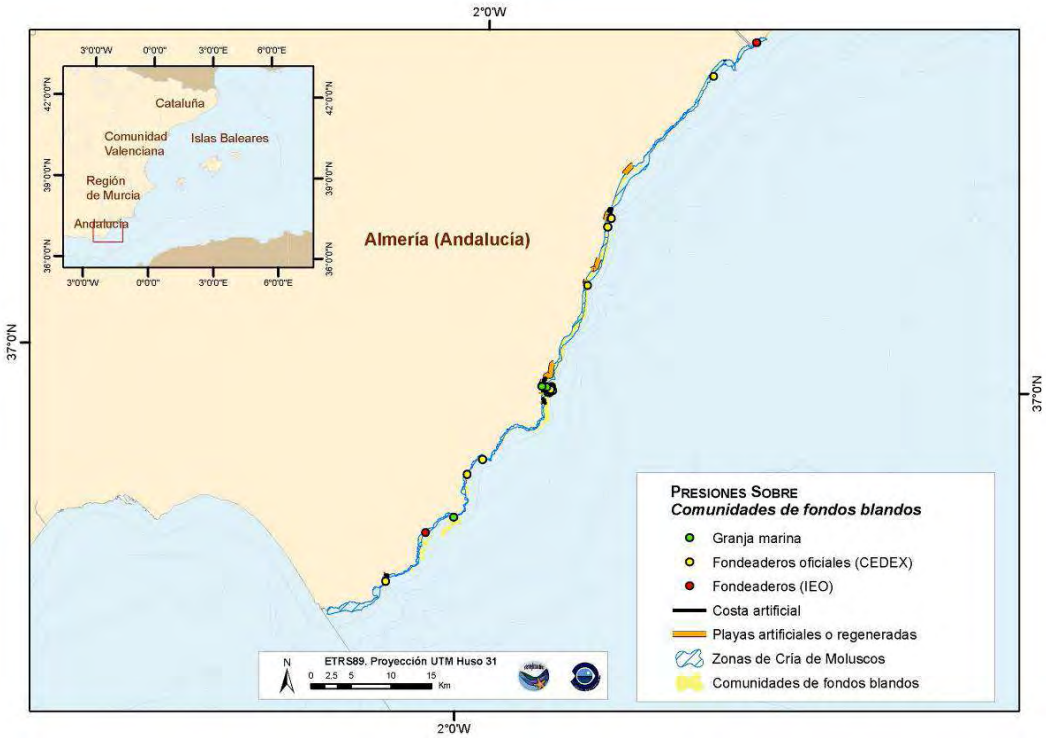


***Figura 140*. Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de Almería sobre el hábitat fondos blandos infralitorales. Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.**

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

En las *figuras 141-144* se muestra la distribución de la pradera de *P. oceanica* en cada Comunidad Autónoma de la demarcación Levantino-Balear resultante de la recopilación de la información bionómica disponible. Según esta información, la extensión total de las praderas de *P. oceanica* en España es de 1198,8 km^2 *(Tabla 48).* Debido a que esta información cartográfica es altamente heterogénea, imprecisa e incompleta en ciertas regiones esta cifra no es definitiva ni puede ser tomada en términos absolutos, aunque se puede considerar una estima bastante más realista que estimas anteriores que no disponían de la información actual, ya que es algo más completa que entonces. Estimas anteriores aportaban extensiones muy superiores, del orden de 2.800 km^2 (Mas et al. 1993) y hasta 9.648 km^2 (Atlas de los Hábitats de España, MAGRAMA, citado en Díaz Almela y Marbà 2009), siendo esta última estimación imposible ya que sólo la extensión de plataforma entre 0 y 50 m de todo el área de distribución del hábitat en la península ibérica es de 8.405,8 km^2 (*figuras 141-144*). El 97,2% de las praderas de *P. oceanica* se concentra en la Demarcación Levantino-Balear, que es donde *P. oceanica* encuentra condiciones óptimas para su desarrollo. En la Demarcación de Alborán, la influencia atlántica (aguas más frías, turbias y ricas en nutrientes y mayor hidrodinamismo) impone el límite meridional de distribución biogeográfica de la especie en la costa peninsular y limita la extensión de las praderas en esta zona.

Como se ve en los mapas de las *figuras 141-144,* el hábitat está presente en todas las regiones de la Demarcación Levantino-Balear, aunque no de forma continua. A escala geográfica, las praderas de *P. oceanica* presentan diferente patrón de distribución. Entre Cabo de Creus (Gerona) y el Cabo de San Antonio (Alicante), las praderas muestran patrones muy fragmentados y dispersos y están completamente ausentes en muchas zonas costeras. En el Levante peninsular (Alicante, Murcia y Almería) y en el archipiélago Balear las praderas son más continuas y extensas. Esta variación latitudinal del patrón espacial de las praderas se atribuye a factores climatológicos (mayor pluviosidad en el norte), oceanográficos (aguas más frías y ricas en nutrientes) y geográficos (mayor concentración de grandes ríos), pero en muchas zonas del litoral catalán y valenciano, la fragmentación de las praderas se atribuye también al factor antrópico y en particular a la pesca de arrastre y obras costeras. Fuera de la Demarcación Levantino-Balear, en la parte más meridional del Mar de Alborán, el patrón de distribución vuelve a mostrar praderas más pequeñas y dispersas ya que en esta zona se encuentra en su límite de distribución biogeográfico y las condiciones no son óptimas para la colonización del sustrato por *P. oceánica*.

Tabla 48. **Extensión (Área, km^2) de las praderas de *P. oceanica* en las diferentes regiones de la Demarcación Levantino-Balear y en su área total de distribución en el litoral Mediterráneo Español. (*) Estima más probable**

seleccionada en la valoración realizada para este informe. NE = información no existente. Fuentes (ver descripción en apartado 1.2):

a) Atlas de los Hábitats de España. Directiva de Hábitat: hábitat 1120. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 1997.

b) Javier Romero y Marta Pérez. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona.

c) Proyecto LIFE-Posidonia Baleares. Cartografía bionómica de áreas LIC de Baleares. Dirección General de Pesca del Gobierno Balear. 2002.

d) Generalitat Valenciana. Consejerías de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte y Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente.

e) Ecocartografías. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Demarcación de Costas. 2006/7.

f) Comunidad Autónoma Región de Murcia. Consejería…….. Cartografía y valoración ecológica del litoral sumergido (1990) y trabajos de caracterización y valoración de zonas LIC (2004).

g) Ruiz J.M. 2006. Ecología de praderas de fanerógamas marinas mediterráneas. En Museo de la Ciencia y el Agua (Eds.): Contrastes naturales en la región bioclimática del mediterráneo. Ayuntamiento de Murcia, Murcia: 207-220 p.

h) Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente.

Demarcación Levantino Balear **Hábitat: *Posidonia oceanica***

Región	Área plataforma 0 - 50 m (Km^2)		Área del Hábitat (Km^2)	Fuente	% Respecto al área del hábitat en la Demarcación (1)	% Mata muerta respecto al área del hábitat	Representatividad en el área de plataforma (0-50 m) (%)
Cataluña	1920,1	*Estima 1*	21,02	a		NE	
		Estima 2(*)	60,3	b	5,05	NE	3,14
Baleares	2164,4	*Total*	634,5	c+a	53,18		29,32
		zonas LIC	458,3	c		0,28 (c)	
		zonas no LIC	176,2	a		NE	
C. Valenciana	2685,5		346,7	d+e	29,06	9,98 (d)	12,91
R. de Murcia	459,9		116,16	f	9,74	2,94 (f)	25,26
		Bahía de Portmán				2,18 (g)	
Andalucía (C. Gata)	171,5		35,45	h,e	2,97	1,56 (h,e)	20,67

Demarcaciones	Área plataforma 0 - 50 m (Km^2)		Área del Hábitat (Km^2)	Fuente	% Respecto al área del hábitat en el Mediterráneo Español (2)	% Mata muerta respecto al área del hábitat	Representatividad en el área de plataforma (0-50 m) (%)
Demarcación Levantino-Balear	7401,5	***(1)***	1193,14		97,33	3,4	16,1
Demarcación Mar de Alborán	1004,3		32,72	h,e	2,67		3,3
TOTAL Mediterráneo Español	**8405,8**	***(2)***	**1225,86**				14,6

El rango de distribución vertical en la demarcación es 0,5 - 40 m, pero varía ampliamente entre regiones, así como entre localidades costeras e incluso dentro de ellas. La profundidad mínima o *límite superior* puede observarse a desde menos de 0,5 m en zonas muy resguardadas hasta más de 10 m en zonas muy expuestas al oleaje (p.e. Infantes et al 2009) o frente la desembocadura de cauces fluviales temporales (rieras o ramblas) (Ruiz et al. 1993). La profundidad máxima o *límite inferior*, o las plantas marinas en general, depende fundamentalmente de la turbidez característica de cada masa de agua o coeficiente de extinción de la luz (k, m^{-1}), que a su vez determina los cambios en la calidad y cantidad de luz disponible para la fotosíntesis oxigénica (Duarte 1991, Dennison et al 1993, Kirk 1994). Por sus características climatológicas y oceanográficas, las aguas costeras de Cataluña son en general más turbias y mesotróficas y la profundidad máxima que alcanzan las praderas de *P. oceanica* es de 27 m (Ballesteros et al. 2008) aunque por lo general no superior a 20 m (Mateo 2002a). En algunas localidades de las costas más oligotróficas de Murcia y Almería, esta profundidad es superior a los 33 m (Sánchez Lizaso 1993, Ruiz 2006) y alcanza los 40 m en Baleares, donde la elevada transparencia de las aguas permite la máxima penetración de la luz. Otros factores (o combinación de ellos) pueden también determinar la profundidad máxima de las praderas. En la Demarcación de Alborán, ya en su límite de distribución geográfica, la distribución de las praderas queda restringida a superficies muy pequeñas y dispersas, someras y protegidas, y sobre sustrato rocoso, debido no sólo a la limitación por luz, sino también por la energía hidrodinámica.

Cataluña es la región en la que las praderas de *P. oceanica* ocupan menos extensión: unas 60 km^2 (5% de la superficie total del hábitat en la demarcación) y se encuentran menos representadas (3,1%). Esta cifra es inexacta porque en esta región debido a la baja precisión de la información bionómica disponible en esta región costera, pero es la más probable en base a la superficie cartografiada y juicio de expertos (Javier Romero y Marta Pérez, Universidad de Barcelona, comunicación personal). En esta región no aparecen superficies de mata muerta pero simplemente porque no se contempló en realización de la cartografía, así que es un dato desconocido excepto en alguna zona concreta (p.e. Mataró; Manzanera y Cardell 2002). La Comunidad Valenciana es la segunda región que alberga mayores extensiones del hábitat Posidonia (el primero es Baleares con 634,5 km^2), aunque la representatividad del hábitat a escala regional es baja (12,9%) ya que la mayor parte de su superficie se concentra en la provincia de Alicante y está muy escasamente representado en Castellón y Valencia. La superficie de pradera de *P. oceanica* estimada por la cartografía bionómica de la Generalitat Valenciana (346,7 km^2) no es del todo exacta, pero se debe aproximar bastante a la superficie real ya que es consistente con la estimada a partir de cartografías bionómicas más recientes (Ecocartografías del MAGRAMA, 2006/7). En esta comunidad aparece la mayor extensión de mata muerta de *P. oceanica* (casi un 10% de la superficie total del hábitat), concentrada principalmente entre Castellón y Alicante.

Como ya se ha mencionado, la escasa superficie del hábitat Posidonia en las regiones meridionales de la demarcación (Cataluña, Castellón y Valencia) se atribuye a factores climáticos, geográficos y oceanográficos. En estas regiones se da la mayor concentración de aportes fluviales de la demarcación (ríos Ter, Tordera, Besós, Muga, Fluvià, Ebro, Llobregat, Turia y Júcar), frente a cuyas desembocaduras y su área de influencia se registran valores más elevados de clorofila, turbidez, partículas en suspensión, salinidad variable e hipersedimentación (p.e. Terradas et al 1985; Cruzado 1989, Estrada et al 1989), condiciones que son adversas para el establecimiento de praderas de *P. oceanica*. Sin embargo, los expertos no descartan que en algunas zonas, más que

reflejar limitaciones naturales al desarrollo de praderas, se trate también de áreas relictas de una distribución más amplia de las praderas hace unas pocas décadas, reducida por el impacto de la actividad humana.

Las praderas más extensas y continuas se localizan en las costas de Alicante, Murcia, Almería y Baleares. En estas regiones la representatividad del hábitat a escala regional es muy elevada (20-30% de los fondos entre 0 y 50 metros; *Tabla 48*). En estas zonas costeras los aportes fluviales y precipitaciones son escasos, permitiendo aguas más transparentes y oligotróficas, y las aguas son más cálidas, reuniendo así un conjunto de condiciones ecológicas más favorables al desarrollo de las praderas. En conjunto representan el 95% del total de superficie cartografiada en la demarcación. Las estimaciones realizadas para las praderas de Murcia y Almería son fiables (aunque no del todo exactas) pues estas regiones se encuentran bien cartografiadas por las respectivas comunidades autónomas y, más recientemente, por las Ecocartografías del MAGRAMA. Baleares sólo presenta cartografías precisas para las áreas LIC, donde se concentra el 72% de la superficie total del hábitat. Las áreas de pradera en el resto de zonas del archipiélago balear se han completado con la cartografía del Atlas de los hábitats de España; MAGRAMA, 2005), que es resultado de una interpolación bastante imprecisa del hábitat Posidonia. Por tanto, la cifra aportada para Baleares hay que tomarla con cierta precaución y a expensas de ser confirmada por fuentes más precisas y completas (posiblemente con las Ecocartografías del MAGRAMA, no disponibles para Baleares en el momento de redactar este informe).

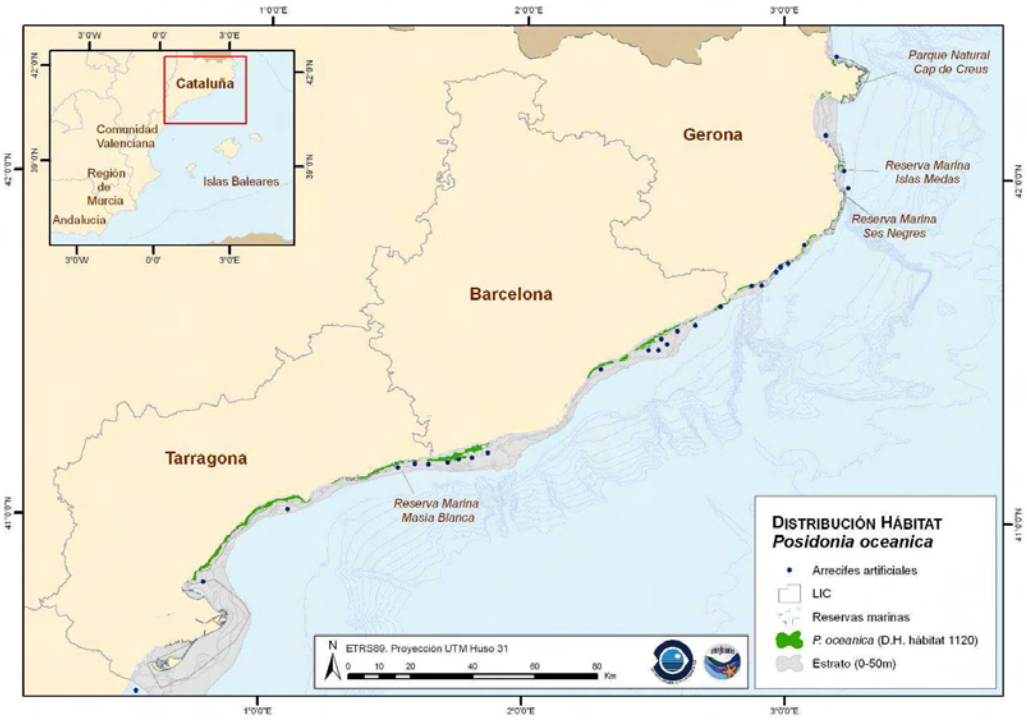


***Figura 141*. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Cataluña. Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. *Fuentes:* DH = cartografía de *P. oceanica* en el Atlas de los Hábitats de España hábitat 1120 del Ministerio de Medio Ambiente.**

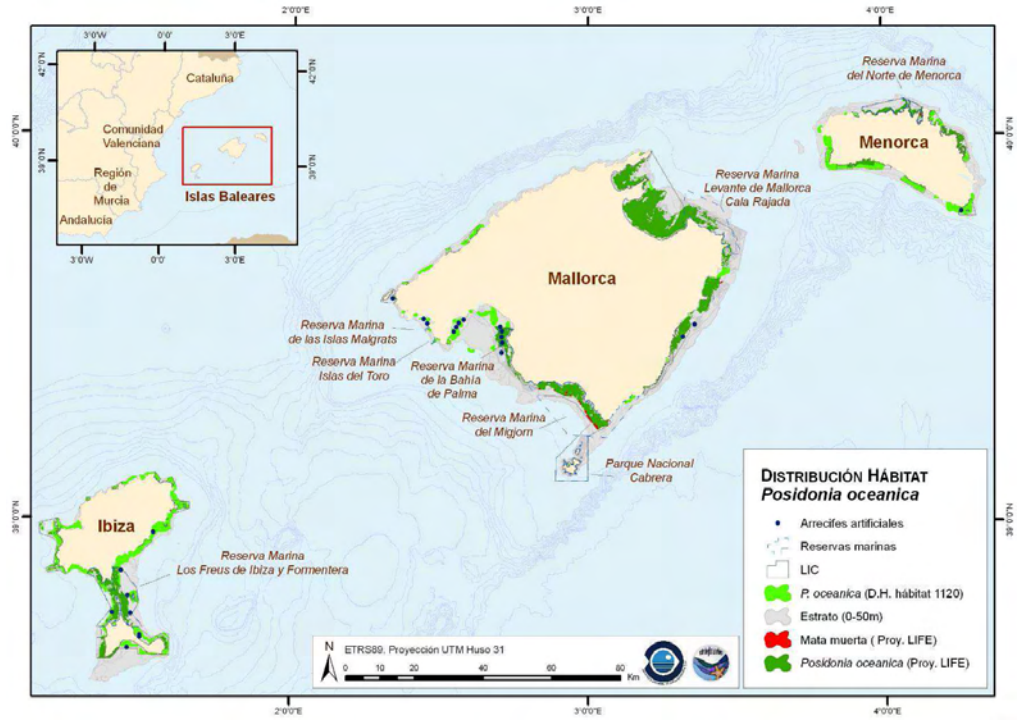


***Figura 142.* Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Baleares. Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. *Fuentes*: Proy. LIFE = cartografía bionómica en áreas LIC realizada por la Dirección General de Pesca del Gobierno Balear dentro del proyecto LIFE – POSIDONIA Baleares (2002; http://lifeposidonia.caib.es/user/index_cs.htm).**

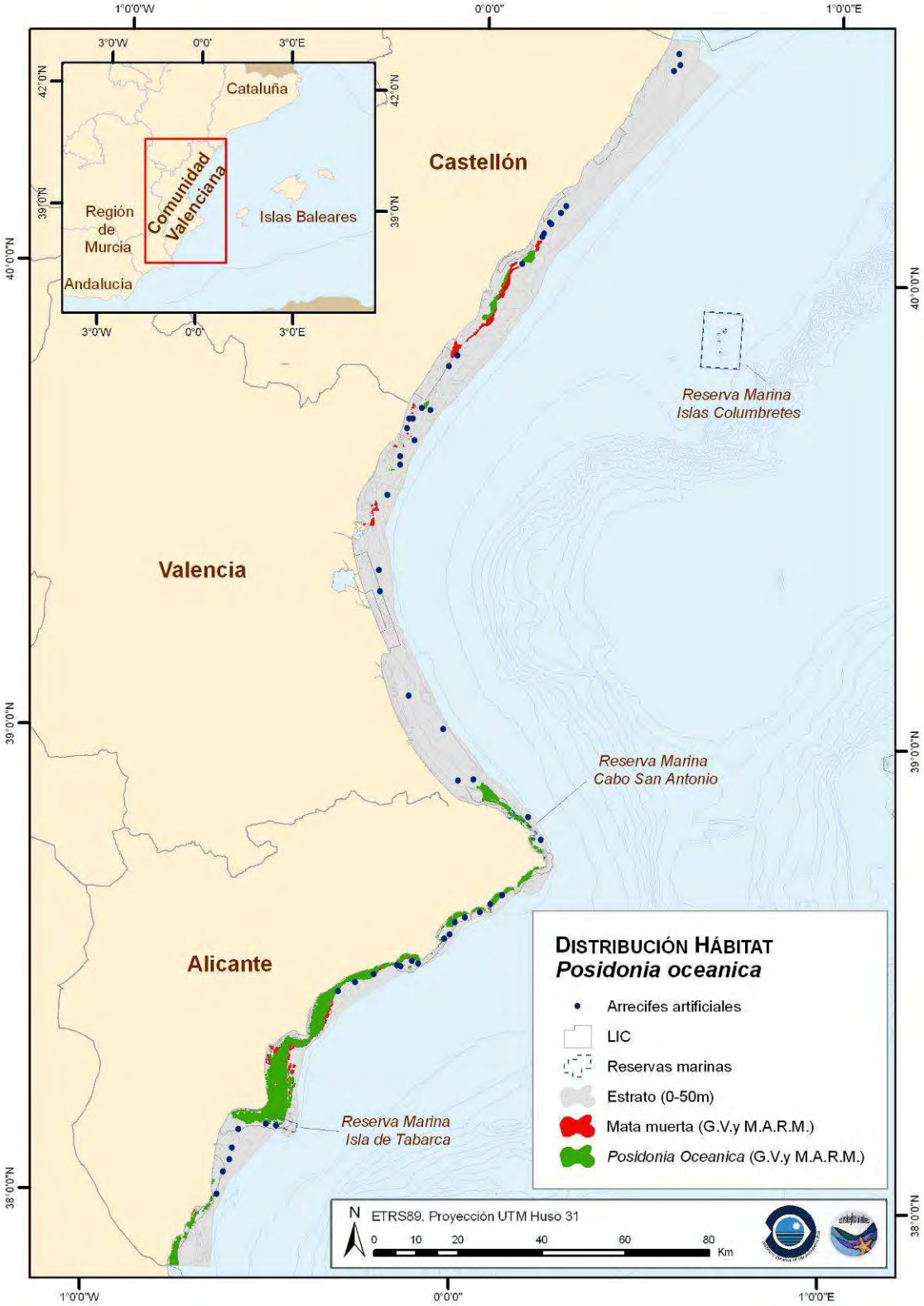


***Figura 143*. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Comunidad Valenciana. Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. *Fuentes*: G.V. = Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte de la Generalitat Valenciana (1987); MAGRAMA = Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General de Costas (2006/7).**

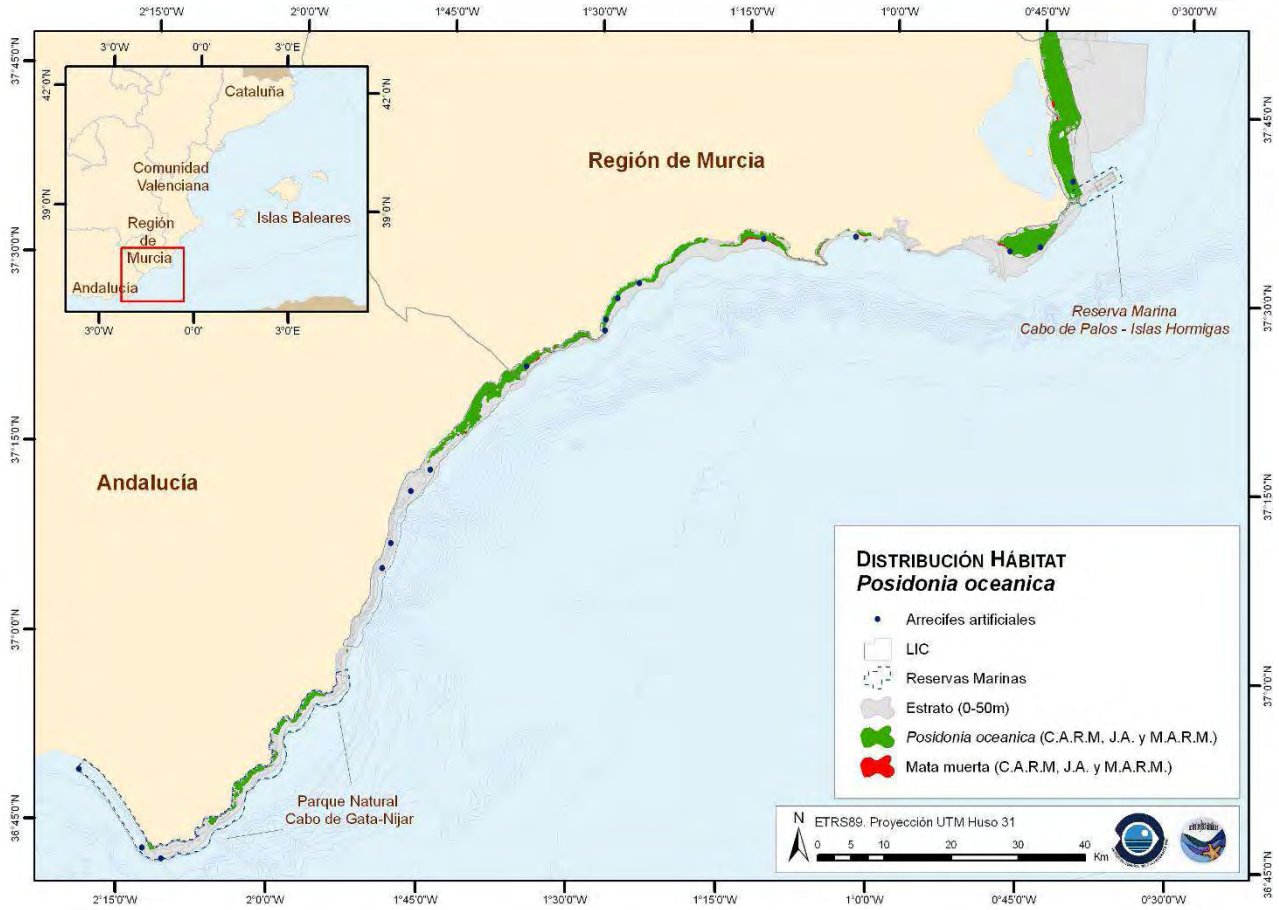


***Figura 144*. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Murcia y Andalucía (hasta Cabo de Gata, Almería). Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. *Fuentes*: CARM = cartografía y valoración del litoral sumergido de la Región de Murcia (1990; http://www.murcianatural.carm.es/) y trabajos de caracterización del LIC Franja Litoral Sumergida de la Región de Murcia, DG de Medio Ambiente 2004; J.A. = Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía; MAGRAMA = Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General de Costas (Ecocartografías).**

Estima de la pérdida de superficie del hábitat P. oceanica

Existen numerosas evidencias de que las múltiples actividades humanas concentradas en la zona costera de esta demarcación han causado numerosos y significativos impactos locales que han alterado los límites y patrones de distribución y la extensión de las praderas de *P. oceanica*. Sin embargo, a pesar de existir casos bien documentados y de disponer de la información cartográfica mostrada anteriormente, con el conjunto de la información disponible no es posible cuantificar dichas alteraciones y evaluar objetivamente el estado actual del hábitat con estos indicadores de distribución y extensión. Como mucho, con los pocos datos disponibles, podemos llegar a hacer algún tipo de ejercicio especulativo para identificar las zonas en las que estas alteraciones están presentes y cuál puede ser el orden de magnitud del grado de alteración de estos indicadores en la praderas de *P. oceanica,* que es lo que se intenta a continuación.

De las cartografías bionómicas de la Comunidad Valenciana, Murcia, Baleares y Almería se obtiene que la extensión de la biocenosis de mata muerta de *P. oceanica* es de 41,8 km^2, que representaría una pérdida potencial de 3,5% del total de la superficie de este hábitat (*Tabla 48).* Como ya se comentó en el apartado correspondiente (apartado 2.3), la extensión de mata muerta podría emplearse como un indicador de la pérdida de hábitat por el impacto de la actividad humana siempre y cuando se tenga algún tipo de evidencia que lo relacione y alguna estima del momento a partir del cual viene actuando dicho impacto. El análisis de la información cartográfica revela precisamente que buena parte de esta superficie coincide con áreas afectadas en el pasado por la pesca de arrastre ilegal (a menos de 50 m). Las mayores extensiones de mata muerta se localizan en la Comunidad Valenciana (10%) y Murcia (4%) *(Tabla 48),* precisamente donde se han documentado amplias superficies directamente afectadas por el impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de *P. oceanica* (Sánchez Lizaso et al. 2002, Ruiz 2006) y donde se han invertido grandes esfuerzos en la protección de praderas mediante arrecifes artificiales (55% del total, *Tabla 49).* A este respecto hay que comentar que en los mapas de las *figuras 141-144* no están representados todos los arrecifes artificiales y en muchos casos la presencia de mata muerta no coincide con la presencia de un arrecife artificial pero se ha corroborado la influencia de la pesca de arrastre en el pasado. Por supuesto, como se comenta más adelante, la pesca de arrastre no es la única causa real y potencial relacionada con la presencia de mata muerta.

Como ya se ha advertido, la correspondencia entre la superficie de mata muerta y la pérdida del hábitat causado por la presión antrópica no es exacto, tan sólo es una aproximación muy burda al problema planteado (estimación de la extensión de hábitat perdida por influencia antrópica). La superficie de este hábitat destruida por la presión antrópica es sin duda superior ya que algunas de las cartografías consultadas ni siquiera diferencian la mata muerta (por diversas razones técnicas) o simplemente no incluyen áreas alteradas en las que la pradera se sabe que ha regresionado. Sólo para la provincia de Alicante (al sur de Cabo de San Antonio), Sánchez Lizaso et al (2002) estiman una superficie de 42 km^2 de praderas en regresión (20% de la provincia de Alicante). En Denia y otras localidades de la costa del Levante, las regeneraciones de playas y los puertos han sepultado superficies de praderas someras de Posidonia (Ruiz et al. 1993, González-Correa et al. 2008, 2009; J.L. Sánchez Lizaso y J.M. Ruiz, obs. pers.) y esto no se refleja en las cartografías. En Baleares, la superficie de mata muerta registrada representa el 0,29% del área total del hábitat en el archipiélago y se localiza principalmente en la Reserva Marina del Migjorn, pero se sabe que existen otras extensiones de praderas destruidas y alteradas como en la Bahía de Palma, donde precisamente existe un arrecife artificial desde hace más de dos décadas debido al

impacto de la pesca de arrastre ilegal. Habría que añadir también otros casos significativos, como la superficie de praderas desaparecidas a consecuencia del vertidos de estériles mineros entre los años 50 y 90 en la Bahía de Portmán (Murcia), que se calcula en 2,18 km^2 (Ruiz, 2006). Por otro lado existen pérdidas documentadas de pradera a escala más local, pero frecuentes a lo largo de la costa, causadas por otros impactos como los causados por los vertidos orgánicos de la acuicultura (Delgado et al 1999, Ruiz et al. 2001), los efectos de la contaminación industrial (p.e. Moreno et al. 2002) y de los diversos tipos de infraestructuras costeras portuarias y turísticas (Ruiz et al. 1993, Ruiz et al 2003, González Correa et al. 2007, Fernández Torquemada et al 2005, Fernández Torquemada y Sánchez Lizaso 2009). En Alicante las pérdidas por estos impactos se estiman en un 8% de las praderas de esta región y en Murcia en un 10% (Sánchez Lizaso et al. 2002, Ruiz 2006).

Tabla 49. **Superficie del hábitat *P. oceanica* incluida en áreas LIC y en áreas protegidas por arrecifes artificiales en cada Comunidad Autónoma/Región de la Demarcación Levantino-Balear. Fuente: mapas de las *figuras 141-144.***

Demarcación Levantino Balear	Área del hábitat	Área del hábitat en LIC	Área de pradera protegida por arrecifes artificiales	
Región	**Km^2**	**%**	**Km^2**	**%**
Cataluña	60,3	63,4	22,3	12,3
Baleares	634,5	72,4	57,8	31,9
C. Valenciana	346,7	67,5	64,8	35,8
R. de Murcia	116,16	98,7	35,5	19,6
Andalucía (C.Gata)	35,45	99,8	0,64	0,4
Total	1193,14	70,3	181,0	15,2

El conjunto de casos documentados y/o conocidos es bastante inferior al total de impactos que potencialmente pueden haber causado una pérdida directa o indirecta de este hábitat. Para ilustrar este aspecto, en la *Figura 145* se representa la localización y distribución de algunos tipos de estos impactos potenciales sobre las praderas de *P. oceanica* en la demarcación (obras costeras y fondeaderos), y en la *tabla 50* se muestra el grado de interacción potencial de cada tipo de presión con el hábitat Posidonia, calculado como la proporción de las presiones de un tipo determinado que puede interaccionar directa o indirectamente con las praderas presentes, con respecto al número total de todas las presiones de ese tipo existentes en la demarcación (esta estimación ha sido realizada mediante el solapamiento de buffers de radio de 0,5 a 1 km en torno al perímetro de la estructura artificial y la cartografía del hábitat). El porcentaje resultante se puede interpretar como una probabilidad de interacción entre la presión y la pradera (interacción no implica que la presión cause necesariamente un impacto en la pradera). De estos datos se desprende que el 66% de las obras costeras existentes (Puertos y espigones y Playas artificiales y regeneradas) puede haber causado un impacto potencial sobre la distribución y extensión de la pradera de *P. oceanica*, lo cual no se refleja como mata muerta en las cartografías. Por otro lado, el 22% de los fondeaderos oficiales (de Autoridades Portuarias) y el 17% de los fondeaderos no regulados (especialmente concentrados en Baleares) pueden también potencialmente haber causado pérdida de la superficie de este hábitat, aspecto que tampoco recogen las cartografías. Otros tipos de presiones como las granjas marinas sólo tienen una incidencia potencial del 8%, pero en esta ocasión los escasos casos existentes son conocidos y documentados (Delgado et al.

1999, Ruiz et al. 2001); este resultado es lógico ya que actualmente las granjas marinas se ubican fuera del área de distribución de las praderas y la única interacción posible es por dispersión remota de sus vertidos (Ruiz et al. 2010).

Tabla 50. **Estimación del grado de impacto potencial de diferentes acciones humanas frecuentes a lo largo de la costa de la demarcación. La estimación del grado de interacción con las praderas de *P. oceanica* se ha obtenido aplicando en SIG un buffer de radio variable según la estructura. Se indican las principales fuentes que han proporcionado la información georreferenciada de los impactos. Fondeaderos CEDEX = capa SIG del CEDEX sobre fondeaderos oficiales que figuran en las cartas marinas; Fondeaderos IEO = capa SIG del IEO sobre fondeaderos no regulados.**

Presiones		*Total Demarcación (unidades)*	*Interacción sobre* Posidonia oceanica *(unidades)*	*Interacción sobre* Posidonia oceanica *(%)*
Fondeaderos oficiales (CEDEX)	*(nº)*	196	44	22
Fondeaderos (IEO)	*(nº)*	249	43	17
Granjas marinas (MAGRAMA)	*(nº)*	233	18	8
Puertos y espigones (IHM)	*(km)*	687	341	50
Playas artificiales y regeneradas (CEDEX, IEO, MAGRAMA)	*(km)*	207	33	16

(*) Para los Fondeaderos se ha utilizado un buffer de 500 m. En Granjas marinas el buffer ha sido de 1000 m. excepto en polígonos que se ha utilizado 2500. Para la costa artificial el buffer fue de 1000 m y por último en las playas artificiales de 200 metros.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, y que existen numerosos impactos no documentados (o documentados en EIAs no accesibles para este informe), y que además hay regiones enteras de las que esta información sólo existe para algunas, la superficie total de praderas perdidas en la Demarcación Levantino-Balear en los últimos 60 años podría fácilmente ser una cifra en torno a los 50 km^2. Teniendo en cuenta la superficie actual del hábitat *(Tabla 40*) y esta pérdida, el área original del hábitat *P. oceanica* en el periodo pre-desarrollo de la costa española sería de 1,248 km^2. Estos datos supondrían una pérdida total de hábitat del orden del 4% en la Demarcación en las últimas 6 décadas, producida a una tasa constante del orden de 0,83 km^2/año. Estas cifras, aunque aparentemente bajas son muy significativas ya que la pérdida total equivale al 50% de extensión actual de las praderas de la Región de Murcia y casi el 100% de las que se estima que existen en Cataluña, y que la pérdida anual equivale a unos 117 campos de fútbol estándar. Esta tasa, aunque por debajo de la calculada para este tipo de hábitat a escala global de todo el planeta (Dennison 2009), hay que tener en cuenta que es probablemente una subestima y que es sólo levemente inferior a la estimada para la pérdida de arrecifes de coral (Duarte 2008). Estos datos estarían, por tanto, en relativa sintonía con otras estimas globales similares que reflejan en qué medida la actividad humana ha acelerado la pérdida de superficie de este tipo de hábitat vulnerables en las últimas décadas, hasta unos niveles de los que sólo se encuentran precedentes en ciertos episodios de crisis climática y biológica a escala geológica.

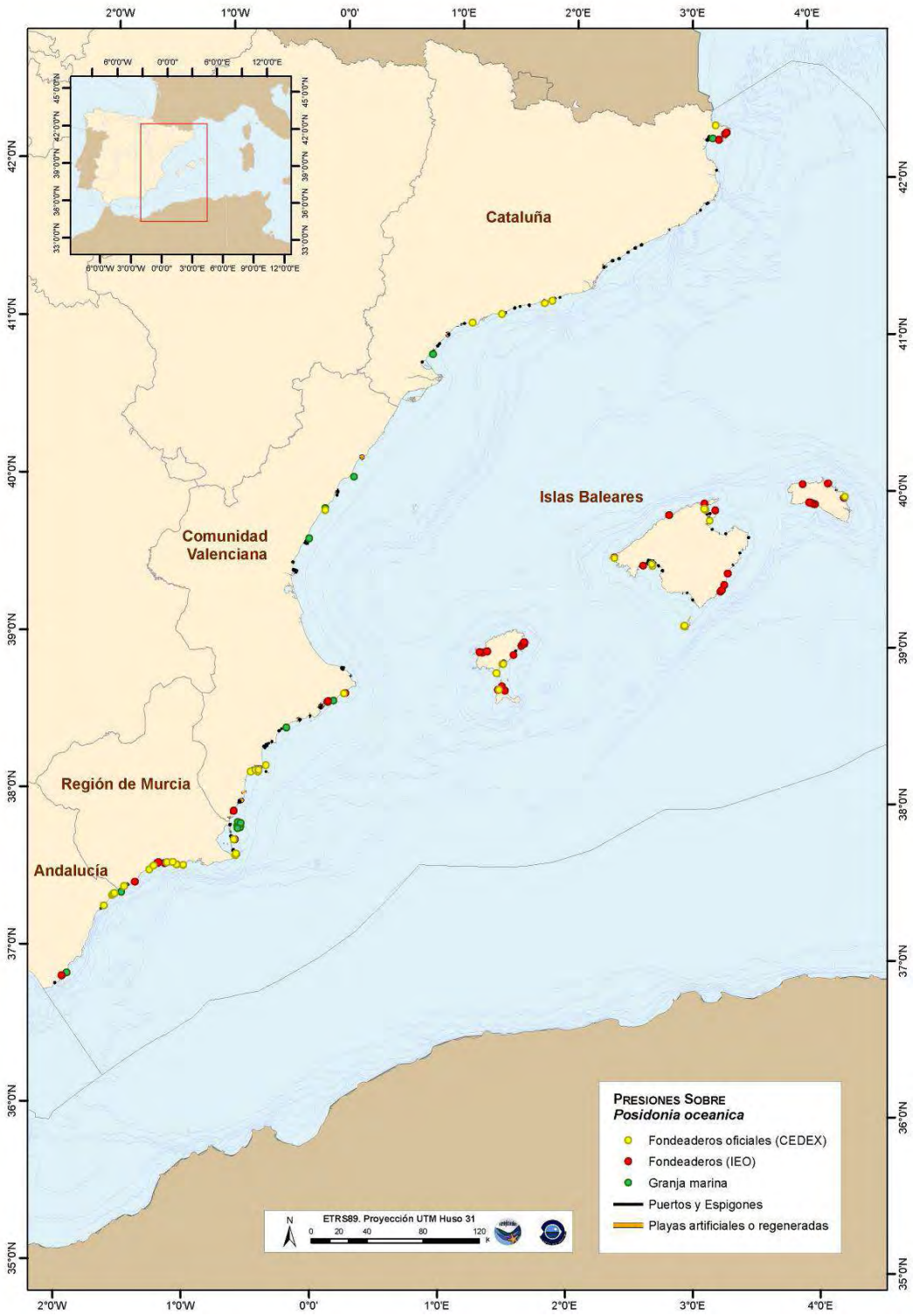


Figura 145. **Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de la demarcación sobre el hábitat *P. oceanica* (ver *tabla 50* y explicación en el texto). Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.**

Protección de la superficie del hábitat Posidonia

Por razones bien conocidas, durante las últimas décadas las administraciones pesqueras y medioambientales han invertido esfuerzos significativos para evitar o frenar una pérdida mayor de superficie de praderas, y ello probablemente haya causado la reducción de la tasa de pérdida de este hábitat comentada anteriormente. Sin embargo, las medidas actuales siguen sin ser suficientes o no son eficaces, o no se aplican. La instalación de arrecifes artificiales ha logrado frenar notablemente la pérdida acelerada y a gran escala de las praderas por causa de la pesca de arrastre ilegal gracias al Reglamento de Pesca Sostenible y al Fondo Europeo de la Pesca, que obligan a emprender acciones para proteger este hábitat. La introducción de las cajas azules o VMS en barcos de arrastre de más de 12 metros ha contribuido también a mejorar el control de su actividad. Aún así, y considerando también que la flota arrastrera ha disminuido significativamente en los últimos 20 años (Oceana 2012), no es una medida totalmente eficaz ya que la potencia real de los arrastreros (superior a la declarada) les permite desplazar los módulos recifales y volver a faenar en los fondos supuestamente protegidos. Por otro lado, dependiendo de la Región, entre un 63 y un 99% de la superficie de las praderas está incluida en zonas LIC (Lugares de Importancia Comunitaria; *Tabla 49* y *figuras 141-144)* de la Red Natura 2000 (70% de las praderas de toda la Demarcación), pero esto no implica una protección real hasta que no estén aprobados los planes de gestión de estas zonas LIC, se limiten los usos potencialmente dañinos para las praderas, y se declaren ZECs. Por último, sólo un 17% de la superficie de las praderas de la demarcación se encuentran incluidas en áreas marinas protegidas que están sujetas a algún tipo de gestión y vigilancia en algún grado, siendo Baleares la Comunidad Autónoma con mayor superficie de pradera protegida en estas áreas *(Tabla 51).* Como se ve, la extensión de pradera desprotegida de la influencia de las presiones antrópicas sigue siendo muy importante y, si bien es probable que la tasa de pérdida de hábitat actual sea menor que la hace 25 o 30 años, es esperable que el área de área del hábitat *P. oceanica* continúe reduciéndose en las próximas décadas si no se revisan y potencian las medidas de gestión antes mencionadas. Teniendo en cuenta que la resiliencia de este hábitat biogénico es extremadamente baja, se espera que esta situación de pérdida se mantenga de forma prácticamente irreversible. Modelos basados en las características biológicas de *P. oceanica* predicen que la colonización del 60% del sustrato requeriría del orden de 600 años (Sintes, Marbà y Duarte 2006) y además la tasa de crecimiento-recolonización de *P. oceanica* en áreas protegidas alteradas por el arrastre son 20 veces más bajas que las medidas en praderas intactas (lo que retrasaría la recuperación unos 100 años más; González-Correa et al. 2005). Algunas estimas obtienen tasas de colonización de 0,01 hectáreas/año, lo que supone que un área de 150 hectáreas necesitaría 10.000 años para recuperar la cobertura de pradera original. Los efectos del cambio climático sobre la temperatura y el nivel del mar podrían acelerar aún más estas tasas de pérdida en las próximas cinco décadas.

Tabla 51. **Superficie del hábitat *P. oceanica* incluido en las áreas marinas protegidas de cada Comunidad Autónoma/Región de la Demarcación Levantino-Balear.**

Demarcación Levantino Balear. P. Oceanica	Área del hábitat Km^2	% Respecto al área del hábitat en la Región	% Respecto al área del hábitat en la Demarcación
Cataluña			
Parque Natural del Cap de Creus	0,7		
Reserva Marina de las Islas Medas	0,1		
Reserva Marina de Ses Negres	-		
Reserva Marina Masía Blanca	0,7		
Cataluña Total	**1,5**	**2,4**	**0,1**
Baleares			
Reserva Marina Los Freus de Ibiza y Formentera	49,4		
Reserva Marina de las Islas Malgrats	-		
Reserva Marina Isla del Toro	-		
Reserva Marina de la Bahía de Palma	14,5		
Reserva Marina del Migjorn de Mallorca	54,3		
Reserva Marina del Levante de Mallorca-Cala Ratjada	47,8		
Parque Natural Archipiélago de Cabrera	2,2		
Reserva Marina del Norte de Menorca	9,3		
Baleares Total	**177,5**	**28,0**	**14,9**
C. Valenciana			
Reserva Marina de las Islas Columbretes	-		
Reserva Marina del Cabo de San Antonio	2,4		
Reserva Marina Isla de Tabarca	8,4		
C. Valenciana Total	**10,8**	**3,1**	**0,9**
R. Murciana			
Reserva Marina de Cabo Palos e Islas Hormigas	2,9		
R. Murciana Total	**2,9**	**2,5**	**0,2**
Andalucía (Almería-Cabo de Gata)			
Reserva Marina del Cabo de Gata-Níjar	11,5		
Andalucía Total	**11,5**	**32,4**	**1,0**
TOTAL DEMARCACIÓN	**204,1**		**17,1**

.

2.5.2.3.1.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES

De acuerdo con la evaluación actual, el hábitat más frecuente en el área de Mallorca y Menorca es el de fondos detríticos costeros con el equinodermo *Spatangus purpureus* (23%), seguido con similar porcentaje de ocurrencia por los fondos detríticos costeros con *Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis* (21%), y por los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Spongites fruticulosa* (16%). Aunque cabe remarcar que éste último hábitat presenta el valor de referencia más elevado (32%). En cuanto a los tres hábitats detectados en la parte más profunda del circalitoral el más frecuente ha sido los fondos profundos y de reborde de plataforma con Equinoideos (*Gracilechinus acutus*), aunque el nivel de referencia más elevado corresponde a los fondos dominados por *Stichopus regalis*, debido a que aparece en una franja batimétrica más amplia. Los hábitats menos representados son los de fondos detríticos costeros con sinascidias, con un 0.85% de aparición, seguidos por los fondos profundos y reborde de plataforma con *Gryphus vitreus* y *Funiculina quadrangularis*, con 3,8 y 2,5 de porcentaje de aparición, respectivamente. Todos los hábitat muestran una tendencia estable en cuanto al área que ocupan, excepto los fondos profundos y de reborde de plataforma con campos de *Leptometra phalangium* que muestran una tendencia al alza y fondos de maër/rodolitosl con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina* que muestran la tendencia contraria. Las zonas que concentran más presencia de hábitats de fondos detríticos costeros son el Canal de Menorca y el sur de Mallorca y Menorca, sobre todo para aquellos hábitats en los que las principales especies estructurantes son algas. La dominancia de los hábitats de maërl/rodolitos basados en especies estructurantes de la familia de las Coralináceas (*Phymatolithon calcareum*/*Lithothamnion corallioides* y *S. fruticulosa*) en el Canal de Menorca, y de los basados en Peyssonneliáceas en el sur de las islas parece obedecer a distintas preferencias hidrodinámicas. Mientras que las Coralináceas se asocian a zonas expuestas a corrientes moderadas como el Canal de Menorca, las Peyssonneliáceas parecen desarrollarse mejor en zonas más calmadas, como el sur de las islas que ofrece resguardo de las corrientes y vientos predominantes de componente norte. En el caso de hábitats de fondos profundos y de reborde de plataforma es el norte del Canal de Menorca y alrededor de la Isla de Menorca, la zona en que éstos son más frecuentes. La presencia del hábitat esencial de campos de *L. phalangium* se ha relacionado con zonas de alta productividad, hipótesis que se vería reforzada por la coincidencia en esta zona de los otros dos hábitats dominados por equinodermos (*S. regalis* y *G. acutus*).

En general, en el Levante de la Península Ibérica *(Tabla 53)* las frecuencias de aparición de los hábitats detectados son bajas siendo el valor más elevado el de los fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con *S. regalis* (con un valor de evaluación actual del 4.5%). Los hábitats detríticos costeros y los de fondos profundos y de reborde de plataforma con S. purpureus y *G. vitreus* son los menos representados con un porcentaje de ocurrencia por cuadrícula nulo en ambos casos (no forman facies en los cinco últimos años de la serie histórica).Las zonas de Cabo de Palos y el Cañón de Blanes son las que más presencia de hábitats concentran, mientras que para la mayor parte del resto del Levante de la Península Ibérica la mayoría de especies estructurantes no están presentes o lo hacen en bajas abundancias. Todos los hábitat muestran una tendencia estable en cuanto al área que ocupan, excepto los fondos

dominados por *S. regalis* que muestran una tendencia ascendente y los fondos detríticos costeros con el equinodermo *S. purpureus y los campos de L. phalangium* que muestran la tendencia contraria. La falta de tendencia para la mayoría de los hábitats, junto al hecho de que para la mayoría del área no exista presencia de ninguno de los hábitats estudiados hace pensar que, o bien existen pocos lugares en la zona del Levante de la Península Ibérica en que éstos son detectados, o bien el inicio de la obtención de datos se ha iniciado con posterioridad a la desaparición de los hábitats debido a la presión pesquera.

En cualquier caso, llama la atención que el máximo de frecuencia de ocurrencia de los hábitats en el Levante de la Península Ibérica sea del orden de los valores mínimos detectados para los hábitats de las Islas Baleares (≈ 4%), y hace pensar que junto a las diferencias oceanográficas mencionadas entre las dos áreas en el anterior indicador (rango de distribución), el distinto nivel de presión pesquera al que están sometidas (Quetglas *et al.*, 2012) puede ser también determinante.

Tabla 52. **Área ocupada por los hábitats de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).**

ÁREA OCUPADA (PORCENTAJE DE OCURRENCIA POR CUADRÍCULA)					
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**	**ZONA DE MÁXIMA OCURRENCIA HISTÓRICA**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides***	5.10	10.64	Estable	Canal de Menorca y levante de Mallorca
	Spongites fruticulosa	16.58	31.91	Estable	Común en todo el área
	Peyssonnelia rosa-marina	5.30	6.38	Descendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.77$)	Sur de Menorca y levante de Mallorca
	***Peyssonnelia* spp.**	4.27	6.52	Estable	Sur de Mallorca y Menorca
Fondos detríticos costeros con:	***Laminaria rodriguezii***	9.74	14.58	Estable	Canal de Menorca, norte de Mallorca
	Halopteris filicina	5.97	8.70	Estable	Canal de Menorca
	Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis	21.29	23.91	Estable	Común en todo el área
	Ascidias solitarias	8.10	10.87	Estable	Sur de Menorca, norte de Mallorca
	Sinascidias	0.85 (De 2007-11 sólo forma facies en 2007)	4.26	Sólo detectado en 2007	Norte de Mallorca
	Spatangus purpureus	22.96	25.00	Estable	Común en todo el área
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	7.72	19.57	Estable	Común en todo el área excepto sur de Mallorca
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	8.56	15.22	Estable	Común en todo el área
	Con campos de *Leptometra phalangium*	7.23	8.70	Ascendente ($p< 0.001$, $R^2= 0.71$)	Alrededor de Menorca
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	3.83	4.35	Estable	Oeste de Mallorca
	Funiculina quadrangularis	2.55	4.26	Estable	Canal de Menorca

Tabla 53. **Área ocupada por los hábitats de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.**

ÁREA OCUPADA (PORCENTAJE DE OCURRENCIA POR CUADRÍCULA)					
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**	**ZONA DE MÁXIMA OCURRENCIA HISTÓRICA**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Peyssonnelia* spp.**	0.21 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	1.05	Sólo detectado en 2006	Cabo de Palos
Fondos detríticos costeros con:	**Ascidias solitarias**	2.02	2.78	Estable	Cabo de Palos
	Sinascidias	0.30 (De 2006-10 sólo forma facies en 2007)	1.56	Sólo detectado en 2007	Cañón de Blanes
	Spatangus purpureus	0 (No forma facies de 2006-10)	3.45	Descendente ($p< 0.01$, $R^2= 0.44$)	Cabo de Palos y Cañón de Blanes
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	4.50	7.94	Ascendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.31$)	Cabo de Palos
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	2.39	4.08	Estable	Cabo de Palos, Cañón de Blanes y Sur de Ibiza
	Con campos de *Leptometra phalangium*	0.26 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	2.56	Descendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.19$)	Delta del Ebro
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	0 (No forma facies de 2006-10)	1.19	Sólo detectado en 2001	Cabo la Nao, suroeste de Ibiza y costa de Cataluña
	Funiculina quadrangularis	0.73	6.41	Estable	Cabo de Palos, Cabo la Nao y costa de Valencia

2.5.2.4. Criterio 1.6: Estado de los hábitats

2.5.2.4.1. Indicador 1.6.1: Estado de las especies y comunidades típicas

2.5.2.4.1.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE LAGUNAS COSTERAS

Como queda recogido en diversos documentos y en el Documento sobre el hábitat 1150 Lagunas costeras de la Directiva Hábitat, en la actualidad las lagunas costeras se encuentran sometidas a numerosas presiones que ponen en riesgo de desaparición a especies en peligro por degradación de sus hábitats. En la Península Ibérica están presentes: a) *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) (fartet), que ocupa la práctica totalidad del litoral Mediterráneo en lagunas y ríos con elevada salinidad, desde Aigüamolls de l'Empordá hasta Almería y localidades del SW peninsular en las marismas del Guadalquivir y Doñana (Aphanius beticus), b) *Valencia hispanica* (samaruc), que presenta una distribución mucho más limitada, ciñéndose prácticamente a humedales litorales de la Comunidad Valenciana.(Risueño Mata y Hernández Núñez De Arena, 2000). Las presiones a las que se ven sometidas estas especies son la contaminación, destrucción de hábitats por urbanización y/o modificaciones hidrológicas y la competencia con especies alóctonas como la *Gambusia affinis holbroockii* que se encuentra ya en numerosos cursos de aguadulce y lagunas de la demarcación levantino-balear. El Fartet se encuentra clasificado como EN PELIGRO (B1+2bcd) en la lista roja la IUCN (2002). El samaruc se encuentra clasificado como Critically Endangered (CR) (A2ace) en la lista roja de la IUCN.

En varias lagunas de la demarcación (Albufera de Valencia, Delta del Ebro, Albufera des Grau etc.) también hay anguila europea *Anguilla anguilla* incluida en la lista roja de la IUCN (2002)(A2bd+4bd) y desde el 2009 en el anexo II de CITES que regula el comercio internacional de especies amenazadas.´

Otra especie que se puede encontrar es el *Hippocampus guttulatus*. El género entero ha sido listado en el Apéndice II de CITES desde noviembre del 2002, pero la ausencia de suficientes datos acerca de su biología dinámica de poblaciones etc., hace que por el momento en la UICN figure como falta de datos. A pesar de esto se tienen evidencias de que esta especie está sufriendo en el Mediterráneo, y especialmente en el Mar Menor en el que en los años 60 y 70 era abundantísima, la misma tendencia descendente que el género a nivel mundial. Esto pone de manifiesto la necesidad de desarrollar estudios sobre la especie en la demarcación levantino-balear para poder protegerla y en su caso recuperarla antes de que sea demasiado tarde. Sus principales amenazas son la destrucción de hábitats, contaminación y sobrepesca.

Otras especies autóctonas del delta del Ebro y Albufera de Valencia y protegidas como *Acipenser sturio* (Peligro Crítico UICN), *Barbus graellsii* (Amenazada IUCN), *Gasterosteus aculeatus* (vulnerable a nivel español y en la normativa comunitaria), *Petromyzon marinus), Salaria fluviatilis (endémica), y Syngnathus abaster, Chondrostoma miegii, Cobitis paludica* (endemismo ibérico vulnerable)

Otra especie presente en lagunas con influencia marina es la *Pinna nobilis* una de las especies consideradas para su estudio y protección dentro de la directiva hábitat. Esta especie presenta un

estado desfavorable- malo en varios países de la cuenca mediterránea, no habiendo sido presentado datos por parte de España. (Habitat Directive. Article 17. Reporting 2009).

Las angiospermas marinas (*Cymodocea nodosa, Zoostera noltii*, etc) son especies comunes y abundantes en las lagunas costeras (Mar Menor, Delta del Ebro, Ses Grau). Son especie que se ven directamente afectadas por la eutrofización que las hace desaparecer y sustituir por algas como ya se ha comentado. También se ven afectadas por la destrucción de sus hábitats por la construcción de obras costeras. Son buenos indicadores del estado ambiental, pero no se aplican índices basados en ellas en las lagunas costeras.

Por otro lado en muchas lagunas la zona dunar ha desaparecido, por la ocupación de las urbanizaciones y los cultivos sobre arenas, y la zona palustre se ha reducido considerablemente por la contaminación de las aguas y los aterramientos. Estas presiones están provocando la degradación de sus riberas y de la misma laguna (pisoteo, incendios, basuras, atropellos de animales, vertido de basuras al agua...).

Otras presiones que influyen sobre la composición de las especies son aquellas cuyo impacto principal es la modificación del balance hídrico y régimen hidrológico lagunar:

Construcción de pozos para el riego agrícola. Impacto: disminución de los aportes de los acuíferos produciéndose un avance de la lengua marina llegándose a salinizar en algunos casos los suelos circundantes lagunares. Cambios de la salinidad de las aguas y desaparición de especies vegetales y algales que son lugares de puesta y refugio de peces e invertebrados acuáticos.

Regulación de las aguas mediante la construcción de compuertas y la artificialización de las golas, con la construcción, incluso, de golas totalmente artificiales (Albufera de Valencia), así como de presas en los ríos que alimentan las lagunas (Delta del Ebro). Se produce un control de salinidad de las aguas haciendo desaparecer aquellos componentes característicos de aguas marinas. En el Mar Menor la apertura del canal del Estacio a principios de los 70 provocó la transformación total del tipo de fondo y la introducción de nuevas especies y la desaparición de otras.

La contaminación procedente de la acuicultura (cultivo del mejillón (*Mytillus galloprovincialis*) y la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*) (Delta del Ebro), agricultura (herbicidas, plaguicidas y alguicidas), industrial y urbano (Mar Menor, Albufera de Valencia, Delta del Ebro), provoca el aumento de los aportes de materia orgánica a las lagunas produciendo un cambio en la concentración de uno o varios factores (generalmente las concentraciones de nitrógeno y fosforo) que favorecen el crecimiento excesivo de algas (fitoplancton y/o macroalgas) produciéndose una elevada producción primaria que puede tener efectos deletéreos en el ecosistema (hipoxia, blooms de algas, mareas rojas, mortandades de algas y peces etc.) (Skei *et al,* 2000, Cummins *et al*, 2004). En este proceso el aumento del fitoplancton produce el aumento de la turbidez y de la concentración de amonio del agua, lo que produce la desaparición de los macrófitos y el dominio de las algas (Middleboe y Markager, 1997). Se produce un cambio de los poblamientos animales y algales asociados, con cambios relacionados con los niveles tróficos y la desaparición de especies nativas. Este proceso, conocido como *Eutrofizacion,* afecta a muchas de las lagunas costeras del Mediterráneo español como queda recogido en la página "Eutrophication & Hipoxia. Nutrient Pollution in coastal waters". http://www.wri.org/project/eutrophication/map. La laguna de la Tancada en el delta del Ebro se define como "con las condiciones típicas de una laguna costera mediterránea eutrofizada" (Menendez y Comín, 2000).

Por otro lado la contaminación química consistente en el vertido de compuestos sintéticos utilizados como insecticidas en la agricultura (Albaladejo et al, 2009; Fenoll y Sironi, 2009; Fernandez Vega, 2008). Impacto fisiológico sobre las especies presentes.

El cambio climático también va a tener efectos sobre las comunidades biológicas. El aumento del nivel del mar puede llevar asociado el aumento de la tasa de regresión de los productores primarios bentónicos (macroalgas), como consecuencia de la disminución de la luz en el fondo. Esto provocará la muerte de las macroalgas bentónicas con el aumento consiguiente de materia orgánica en el fondo. Al producirse la descomposición de la materia orgánica, se producirá un paso de nutrientes a la columna de agua haciéndoles biodisponibles para fitoplacton que experimentará un aumento de su abundancia. Esto provocará una mayor turbidez del agua aumentando todavía más la mortalidad de los productores bentónicos primarios y comenzando a aparecer procesos de eutrofización (Lloret et al, 2008).

Las lagunas de la demarcación levantino-balear son LIC salvo en el caso de Cataluña en la que solo el 81% de las lagunas tienen esta figura de protección *(Tabla 54).* Una parte importante gozan de otras figuras de protección relacionadas con las aves como ZEPAs y lugares Ramsar.

Tabla 54. **Figuras de protección de las lagunas de la Demarcación Levantino-Balear.**

Regiones	LIC	ZEPA	RAMSAR	PARQUE NATURAL	ESPACIOS DE INTERES
Cataluña	81.25	75	56.25	50	56.25
Valencia	100	21.43	21.43	14.29	-
Baleares	100	66.67	12.5	12.5	-
Murcia	100	100	50	-	-

Valoración del estado ecológico

En el *Delta del Ebro* las Bahías del Fangar y de Los Alfaques se tipifican en la DMA como masas de agua muy modificadas. Esto es debido a que las dos bahías acaban recibiendo el agua de los arrozales, bien directamente, bien a través de las lagunas. Esta agua cargada de nutrientes "fertiliza" las bahías, dando lugar a efectos contrapuestos. Por una parte, la materia orgánica produce un déficit de oxígeno pero, por otra, el aporte suplementario de agua mejora la mezcla y la oxigenación (en realidad, localmente el oxígeno aumenta pero, en promedio, al considerar toda la bahía, disminuye). En todo caso, debe tenerse en cuenta que el aumento de nutrientes está posibilitando la acuicultura al favorecer los cultivos de moluscos. La condición ecológica de las bahías es aparentemente buena y cualquier modificación en la situación actual debería ser cuidadosamente estudiada (Menéndez Prieto, M). En el caso de la bahía de los Alfacs el estado hidromorfológico no ha sido evaluado en la DMA, pero como el estado ecológico alcanzado ha

sido de bueno, se asume que la calidad de los elemento hidromorfológicos es la misma siguiendo las premisas establecidas en la Directiva. El resto de lagunas del Delta, clasificadas como aguas de transición, están consideradas en la DMA como agua naturales.

Islas Baleares

En Ibiza el Estado Ecológico medio de las lagunas se ha definido como “MALO”, debido al estado deficiente del fitoplancton y los invertebrados bentónicos.

En Mallorca, en promedio, el Estado Ecológico de sus lagunas se han definido como “MODERADO/ACEPTABLE”, aunque las Salines de la Colonia de Sant Jordi y Es Salobrar de Campos presentan un estado “MALO” y Ses Fontanelles “DEFICIENTE”.

En Formentera el Estado Ecológico de sus lagunas se han definido como “MODERADO/ACEPTABLE”, aunque es “DEFICIENTE” en Ses Salines debido al mal estado de las comunidades fitoplanctónicas e invertebrados bentónicos. Menorca de Formentera en promedio el Estado Ecológico de sus lagunas se han definido como de “BUENO”. Solo el Prat i Salines de Mongrofe-Addaia presenta un Estado Ecológico “DEFICIENTE” debido al mal estado de las comunidades fitoplanctónicas e invertebrados bentónicos.

En Formentera y Mallorca en promedio el Estado Ecológico de sus lagunas se han definido como “MODERADO/ACEPTABLE”, en Menorca se ha definido como “BUENO”, y enlas de Ibiza como “DEFICIENTE”.

En el caso de la Albufera de Valencia la DMA solo ha considerado dos humedales al norte y sur no incluyendo la laguna. Tanto el Satny de Cullera como la desembocadura del Júcar se han tipificado como aguas de transición muy modificadas y en el momento de la redacción del presente informe no se ha contado con la valoración de su Potencial Ecológico.

Tabla 55. **Valoración de los elementos considerados para establecer la calidad de las masas de agua (DMA). S.V.: sin valorar. MB= muy bueno, B= Bueno, M= Moderado, , D=Deficiente**

	Fitoplancton	Invertebrados bentónicos	Angiospermas / macroalgas	Contaminantes específicos	Otros contaminantes	ElementosFísicoQuímicos	Elementos Hidromorforfo-logicos	Estado Ecologico
CATALUÑA	S.V.	S.V.	M	S.V.		S.V.	B	M
DELTA DEL EBRO	MB	S.V.	S.V.	B	S.V.	MB	S.V.	B
MENORCA	B	B				B		B
MALLOR**CA**	M	M	S.V.	S.V.		M	S.V.	M
IBIZA	D	D			B	M		D
FORMENTERA	M	M	S.V.	S.V.		B	S.V.	M
ALICANTE	S.V.	M	S.V.	S.V.	S.V.	S.V.	S.V.	S.V.
MURCIA	B	B	S.V.	B		M	S.V.	M

En el caso del *Mar Menor*, considerando los resultados de la Red de Vigilancia del Litoral murciano 2009-2010 se estableció el estado ecológico del Mar Menor como de *ACEPTABLE* en base a los límites de cada elemento indicador establecidos en la Orden ARM/2656/2008 de 10 de septiembre de 2008 por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica *(figura 146).* Siguiendo las directrices de la DMA, del indicador del estado ecológico está basado en el principio "one-out, all-out" que consiste en que el valor más bajo (negativo) se presente como el valor indicador representativo de una serie de subindicadores. Es por esto, por lo que a pesar de existir zonas de la laguna donde el indicador de macrofauna es muy bueno y el de macroalgas aceptable, la existencia de otras zonas con valoración como mala y deficiente en el estado ecológico de las macroalgas baja la clasificación general de la laguna.

Esta información fue reportada el 2010 para el borrador del plan hidrológico de la Cuenca del Segura que está pendiente de aprobación.

Para más información sobre otras clasificaciones ver al Anexo IV Lagunas.

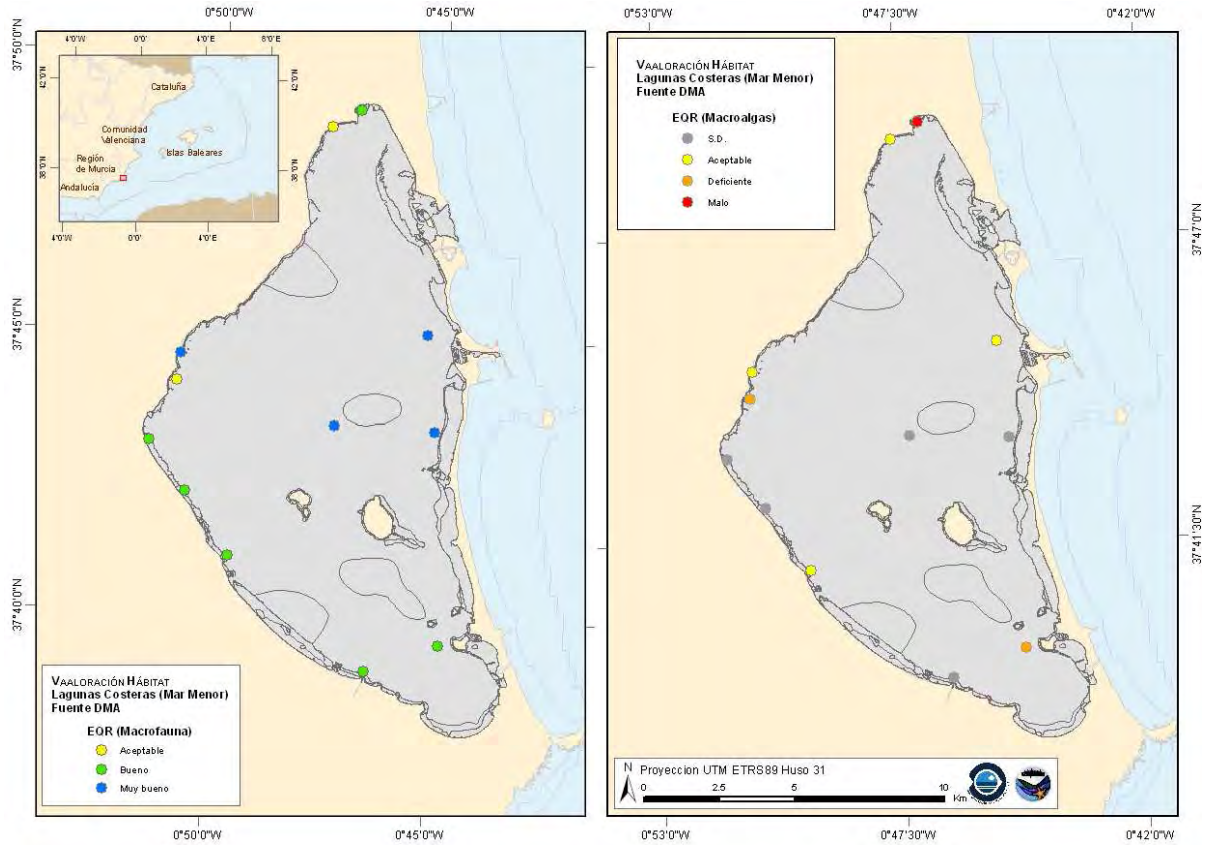


Figura 146. **Valoración de los puntos de muestreo de macrofauna y macroalgas en la masa de agua costera del Mar Menor en La DMA (Comunidad Autónoma de la Región de Murcia)**

COMUNIDADES DE ROCA INFRALITORAL

La valoración disponible de la condición del hábitat procede de la metodología según la Directiva Hábitat. En la Región de Murcia, se ha analizado la práctica totalidad del hábitat rocoso infralitoral (excluyendo algunos tramos de litoral), que corresponde al 20 % del total de hábitats en los fondos entre 0 y 50m de profundidad. Del resto de superficie se considera que el 78,5 % presenta un estado entre favorable excelente y favorable, ambas categorías se podrían incluir como de Buen Estado de conservación. Esta información es la más completa en relación a la Directiva Hábitat.

Tabla 56. **Valoración del hábitat rocoso infralitoral según la Directiva Hábitat en la Región de Murcia.**

Región de Murcia (DH) (*)	Desfavorable degradado	Desfavorable alterado	Favorable subóptimo	Favorable	favorable excelente	No evaluado
Área (Km^2)	0,01	0,09		4,23	0,95	1,37
% Area	0,2	1,4		64,1	14,4	20,7

(*)Valoración recogida de la Cartografía bionómica de Murcia

En el resto de regiones, existe información del estado del hábitat rocoso dentro de las zonas declaradas como LIC. En la Comunidad Valenciana, el 85 % está considerado como en buen estado; en Cataluña, el 64,5 %; mientras que en Baleares constituye un 54,3 %. Tanto en la región de Murcia como en el Cabo de Gata, el 100 % de hábitat rocoso de las zonas LIC se incluye en la categoría de Buen Estado. Hay que tener en cuenta que no en todas las regiones existe la misma proporción de hábitats reconocidos como LIC, por lo que la protección y la representatividad del hábitat no son iguales en todas las zonas.

Tabla 57. **Valoración de la comunidad de fondos rocosos según DH sólo en zonas LIC.**

	Área (Km^2)			
Región	**Mal Estado**	**Intermedio**	**Buen Estado**	**No valorado**
Cataluña	1,65	0,14	3,25	0,68
Baleares	14,45	4,71	22,80	15,52
C. Valenciana	0,37	1,51	10,69	0,35
R. de Murcia			2,91	
Andalucía (C. Gata) (*)			5,31	

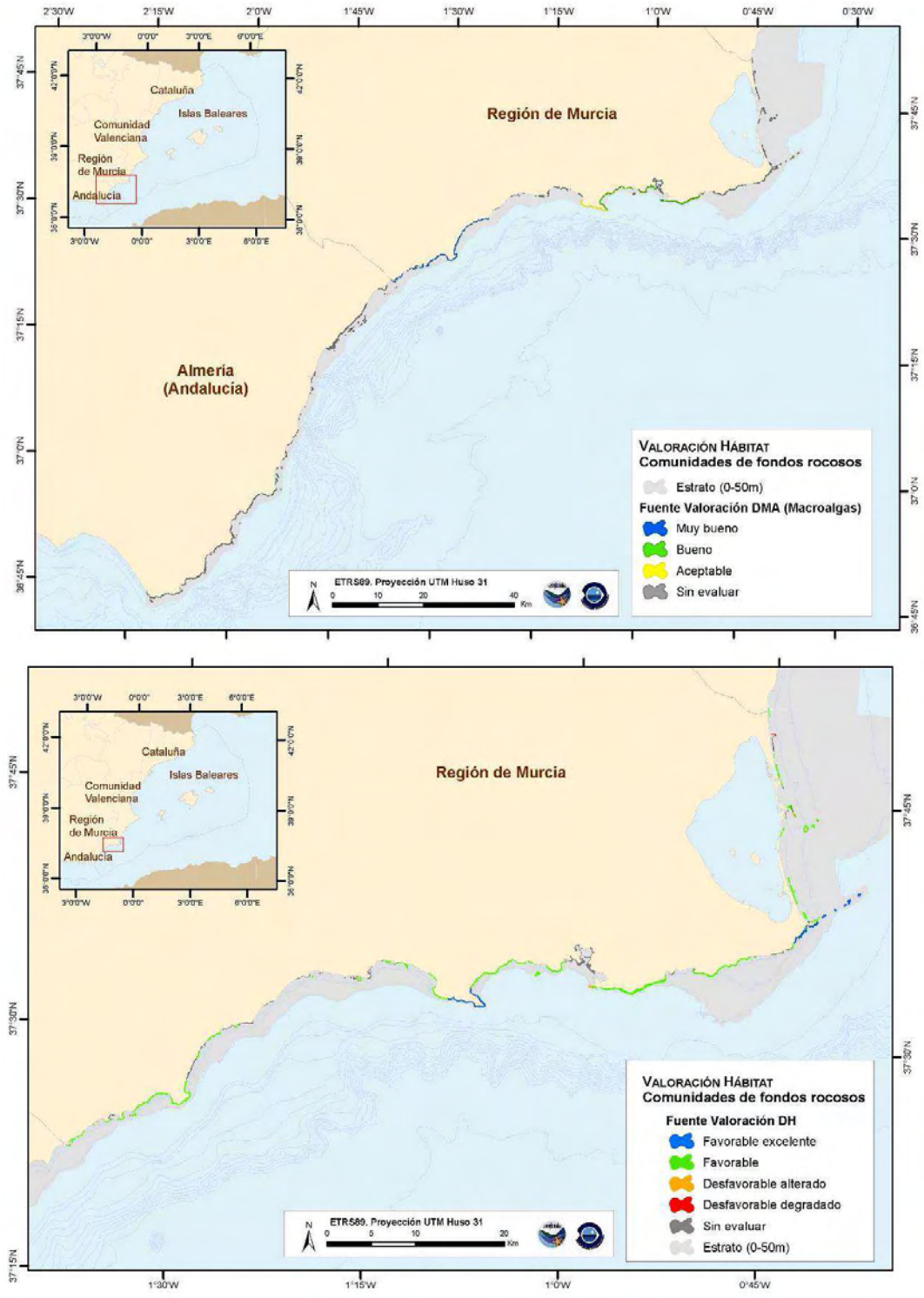


Figura 147. **Valoración de los hábitats rocosos en base a lo reportado para otras directivas.**

Índice CARLIT o de macroalgas

El valor de EQR asignado a cada masa de agua es el promedio de los valores obtenidos para los polígonos de hábitat rocoso analizados en dicha masa de agua. Normalmente, la información proporcionada es el EQR de la masa de agua basado en el indicador de macroalgas. En el SIG se ha cruzado la capa correspondiente al valor de EQR de cada masa de agua y la capa de cartografía de hábitat rocoso (criterio 1.3); estimando la proporción de hábitat rocoso que corresponde a cada una de las cinco clases de estado establecidas por la DMA. El resultado se muestra en los mapas de las *Figuras 148-151* y en la *Tabla 58*.

Tabla 58. **Proporción de hábitat rocoso que corresponde a cada una de las cinco clases de EQR establecidas por la DMA**

		Clases de estado del elemento Macroalgas					
Región		**No evaluado**	**Muy Bueno**	**Bueno**	**Aceptable**	**Deficiente**	**Malo**
Cataluña	*Área (Km^2)*	4,60	7,92	0,89	1,79		
	Representatividad	30,2%	52,1%	5,9%	11,8%		
Baleares	*Área (Km^2)*	0,26	70,12	1,76			
	Representatividad	26,2%	71,9%	1,8%			
C. Valenciana	*Área (Km^2)*	8,11	10,66	10,11	0,01		
	Representatividad	28,1%	37%	35,0%	0,04%		
R. de Murcia	*Área (Km^2)*	3,03	1,09	2,16	0,37		
	Representatividad	45,6%	16,5%	32,5%	5,5%		
Andalucía (C. Gata) (*)	*Área (Km^2)*			33,59			
	Representatividad			100%			

(*)En Andalucía se valora con el estado ecológico del agua. No hay valores para la BQE de Macroalgas.

Existe una importante proporción no evaluada del hábitat, que llega a alcanzar el 45% en la Región de Murcia, el 30% en Cataluña, y superior al 26% en la Comunidad Valenciana y Baleares. Teniendo en cuenta que la escasa extensión del hábitat rocoso, estos valores demuestran un bajo esfuerzo de toma de información asociada a la DMA. No obstante, en proporción, existe una valoración superior respecto a otros hábitats descritos en este apartado. En Cataluña, el 58 % se consideran entre muy bueno y bueno; en la Región de Murcia no alcanza el 49 %, aunque existe una alta proporción de hábitat no evaluado; mientras que en Baleares y la Comunidad Valenciana son superiores al 70% (74% y 72%, respectivamente). Es necesario completar la información y aplicar los índices de valoración a toda la costa; además, el seguimiento del hábitat rocoso debe realizarse como mínimo a escala de polígono paisajístico. Aunque el índice CARLIT puede darnos una primera idea del estado de un tramo de costa rocosa, posee dos importantes limitaciones. Por un lado, solo evalúa el estado de las comunidades del mediolitoral inferior y de la franja litoral (plataforma de abrasión y rompientes), sin tener en cuenta las comunidades infralitorales por debajo de 0,5m; las cuales pueden verse afectadas por impactos específicos, como son, entre otros, la pesca, buceo o el anclaje. Y por otro lado, no evalúa aquellos polígonos rocosos que no emergen, o sea que no presentan los pisos litorales, por lo que se excluye una importante representación del hábitat.

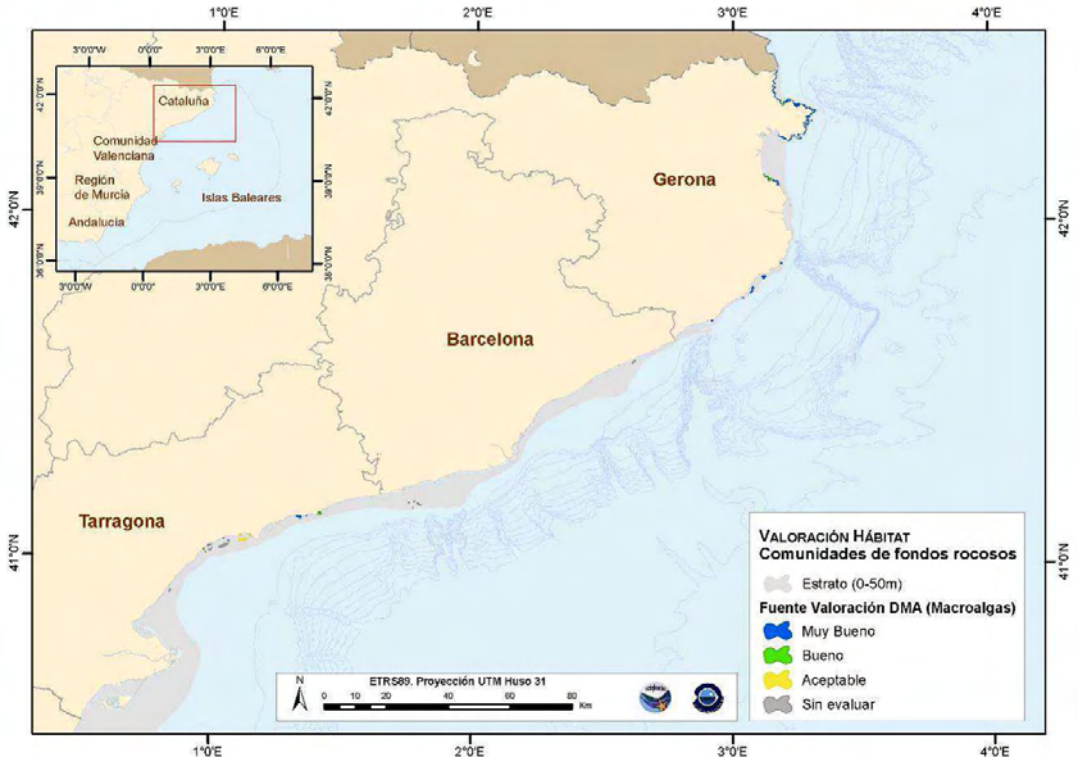


Figura 148. **Valoración del estado de los hábitats rocosos en base al índice CARLIT.**

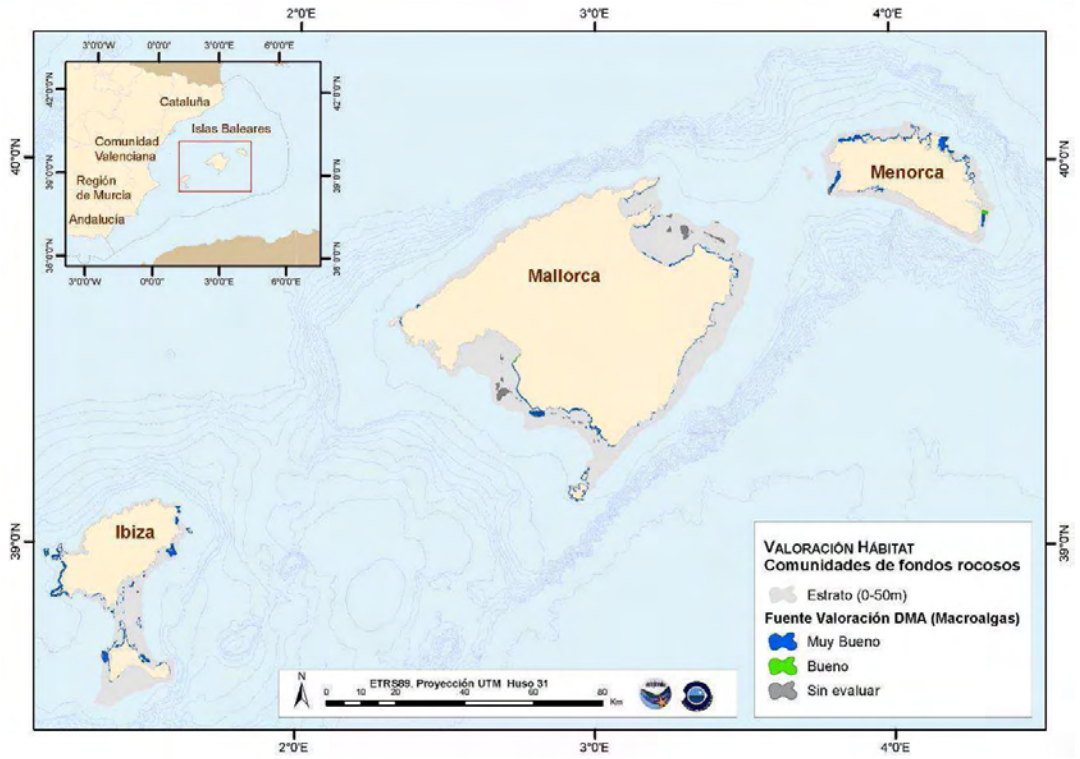


Figura 149. **Valoración del estado de los hábitats rocosos en base al índice CARLIT.**

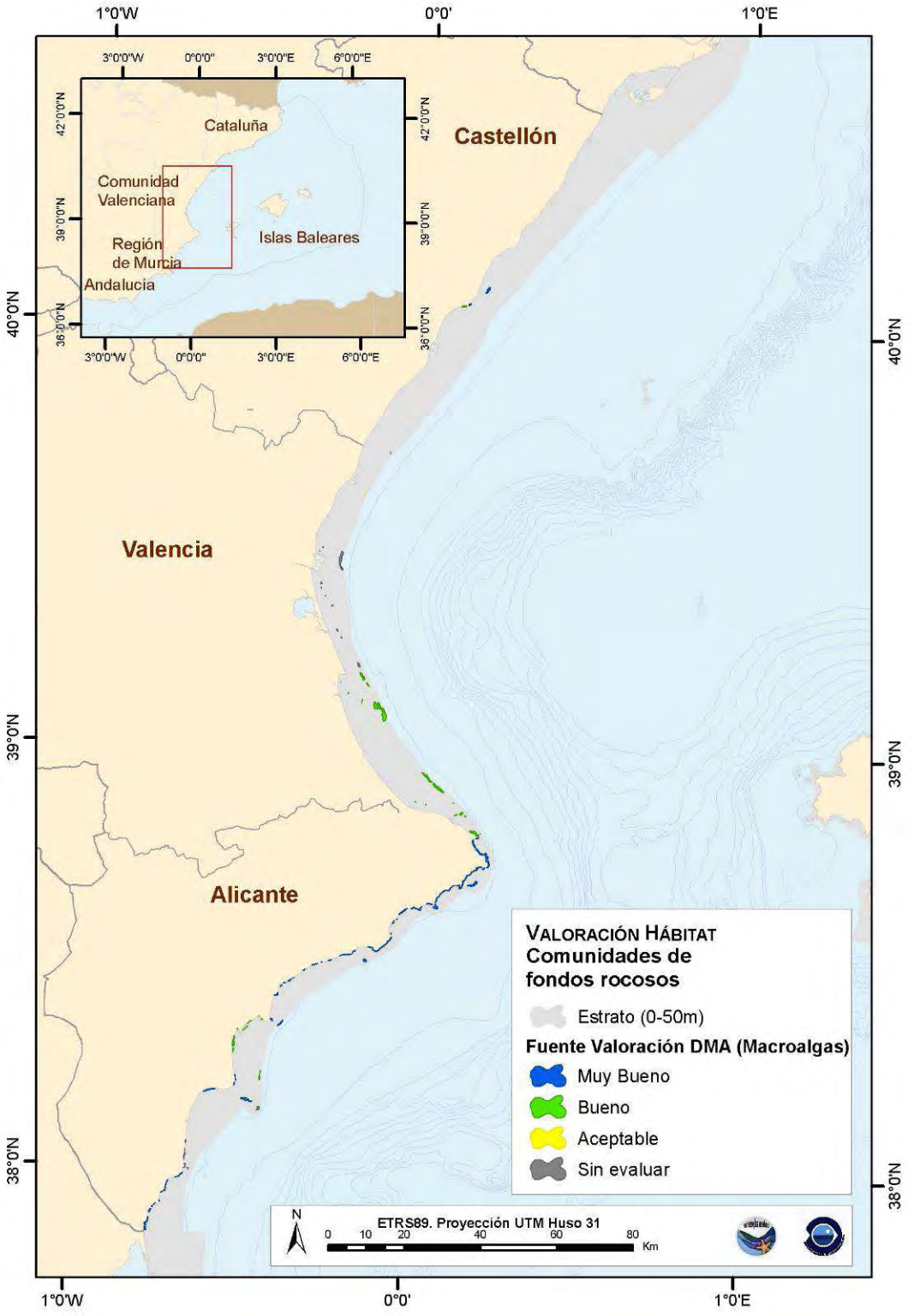


Figura 150. **Valoración del estado de los hábitats rocosos en base al índice CARLIT.**

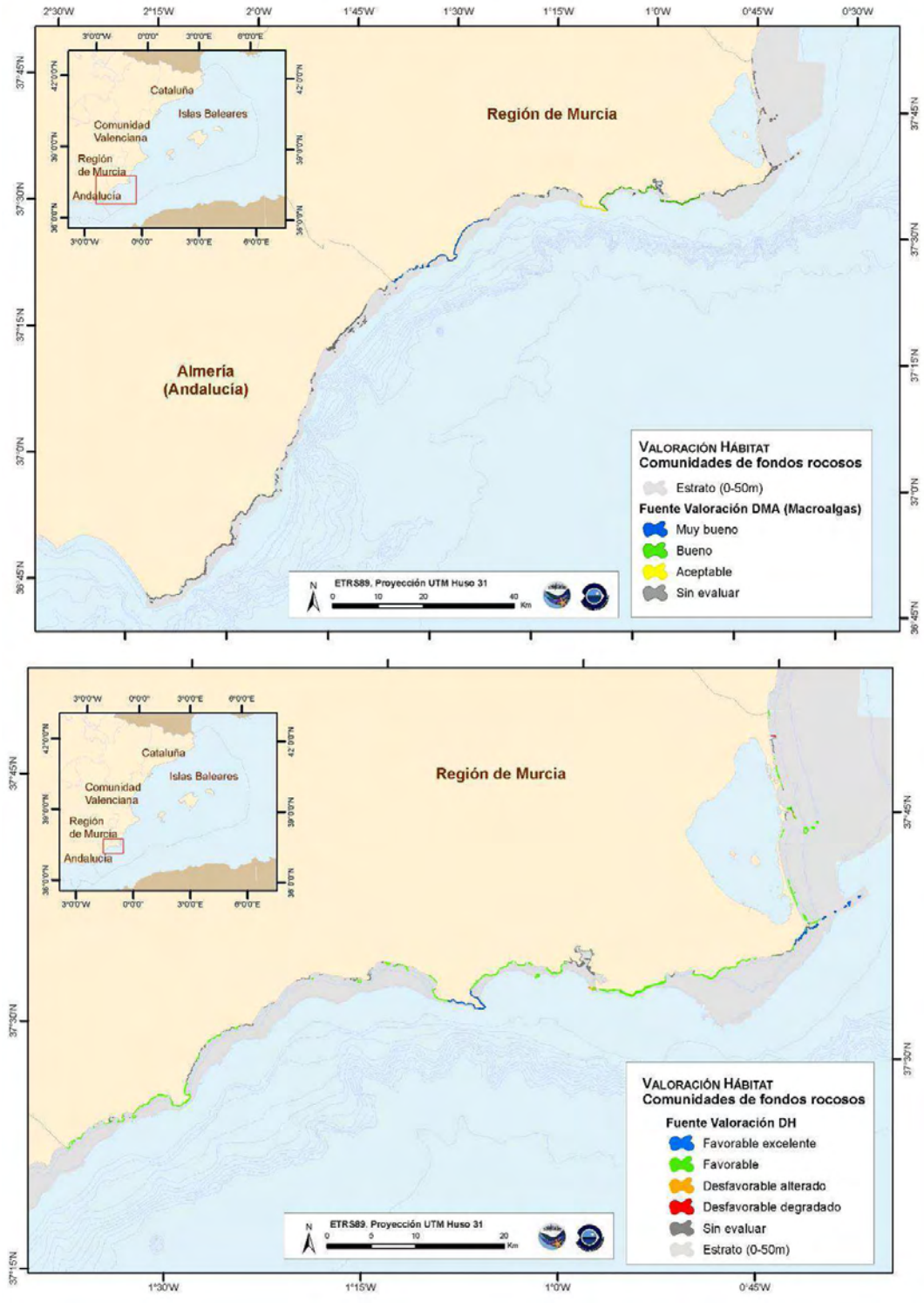


Figura 151. Valoración del estado de los hábitats rocosos en base al índice CARLIT.

Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística.

A modo de ejemplo presentamos un método potencial de estima del estado de conservación, basado en el número potencial de especies/polígono de hábitat rocoso en función a las características intrínsecas del hábitat (p.e. profundidad y complejidad topográfica) Esta metodología sólo es posible aplicarla si se dispone de un SIG con información sobre biocenosis, topografía, profundidad, especies protegidas etc. Por ello, presentamos un ejemplo en la Región de Murcia.

Tras realizar una clasificación paisajística e identificar los tipos de hábitats rocosos (Apartado 2.4.2.1.1.1), comparamos el número de especies catalogadas presentes en los polígonos de cada tipología. Así, obtenemos gráficos que identifican aquellos polígonos con un máximo de especies, a los que se les da un máximo de valor (3); para la estimación del valor intermedio se utiliza el método de los saltos naturales, adjudicando un valor de 2 cuando el número de especies disminuye más de un 20 %; por último, el valor de 1 se adjudica a aquellos polígonos que no presentan ninguna de las especies catalogadas potenciales.

Todos los polígonos de los tipos B1 y B2 presentan el mismo número de especies (1 y 2 respectivamente), por lo que no es necesario representarlo y se les asigna al máximo valor.

Con esta metodología, se obtiene que el 84 % de los polígonos analizados (88 polígonos de hábitat rocoso en la Región de Murcia) presentan un buen estado de conservación; siendo el 4% los que se identifican con conservación subóptima.

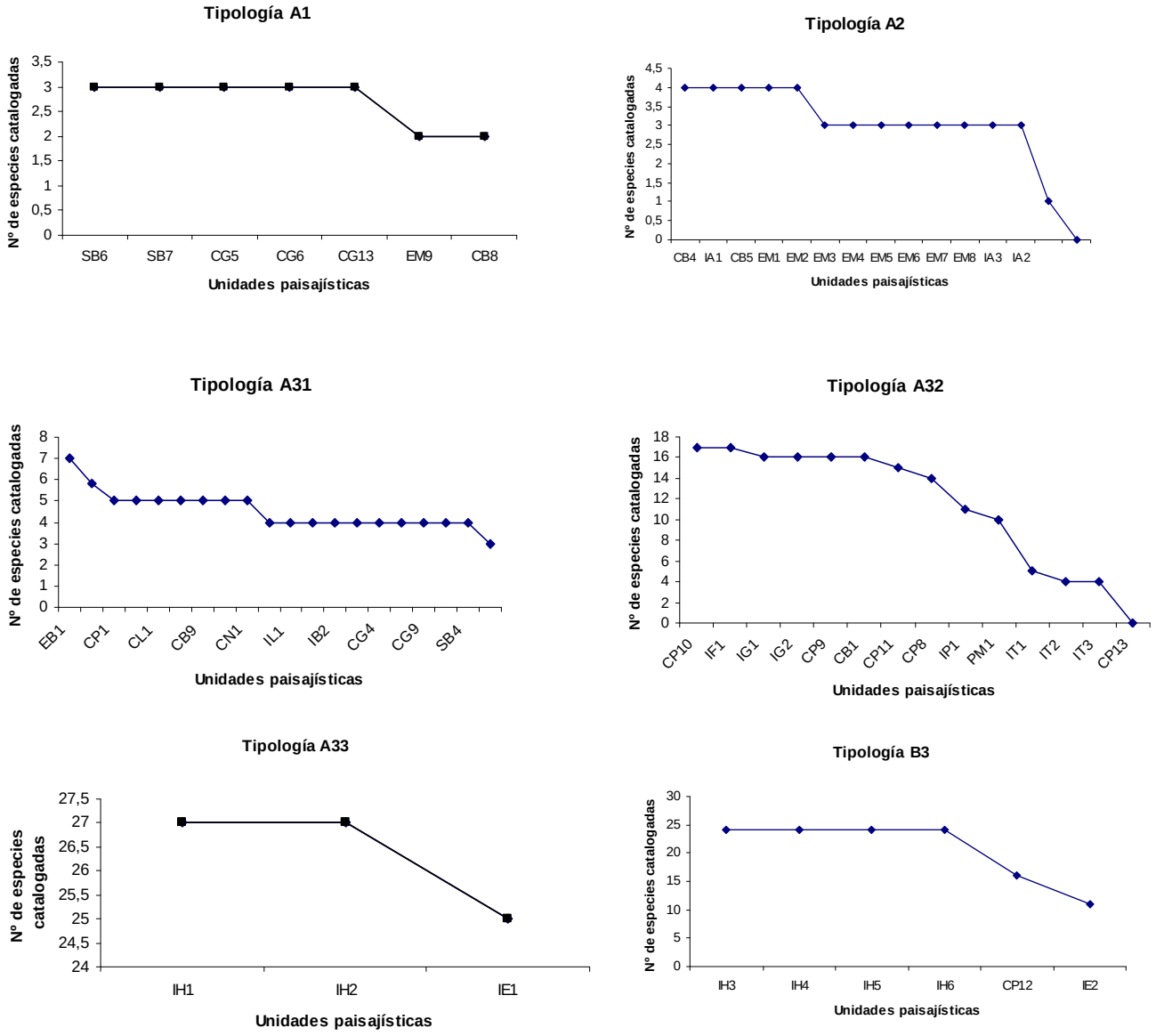


Figura 152. **Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística**

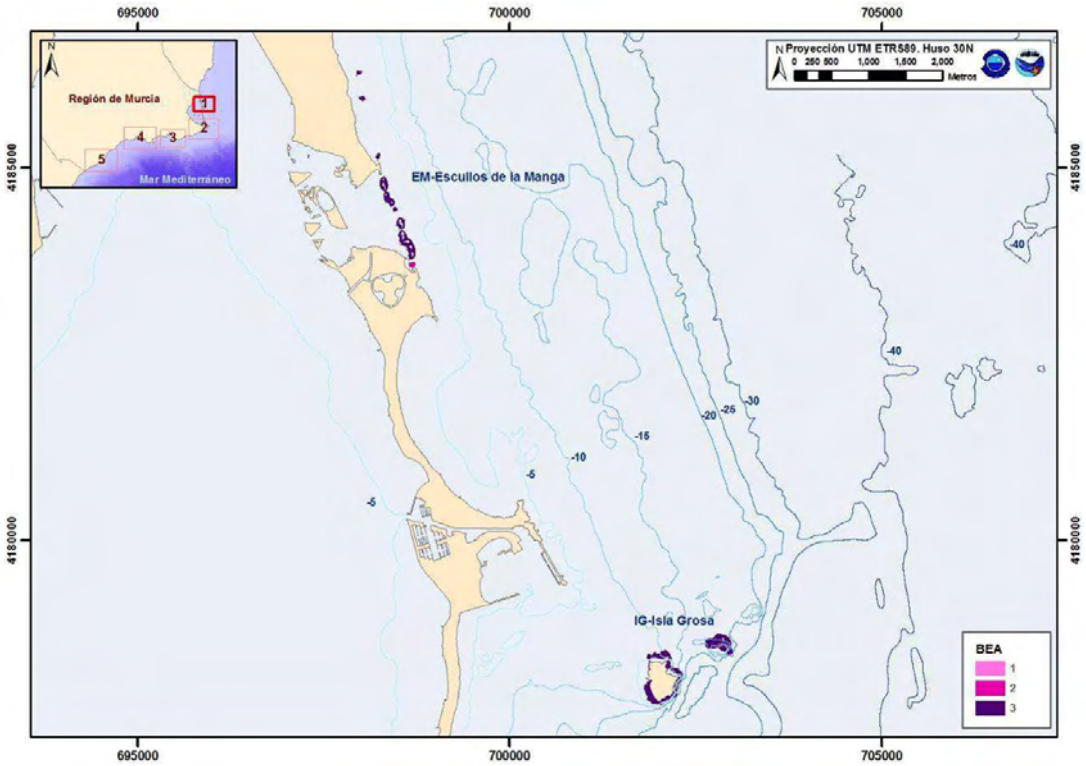


Figura 153. **Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística.**

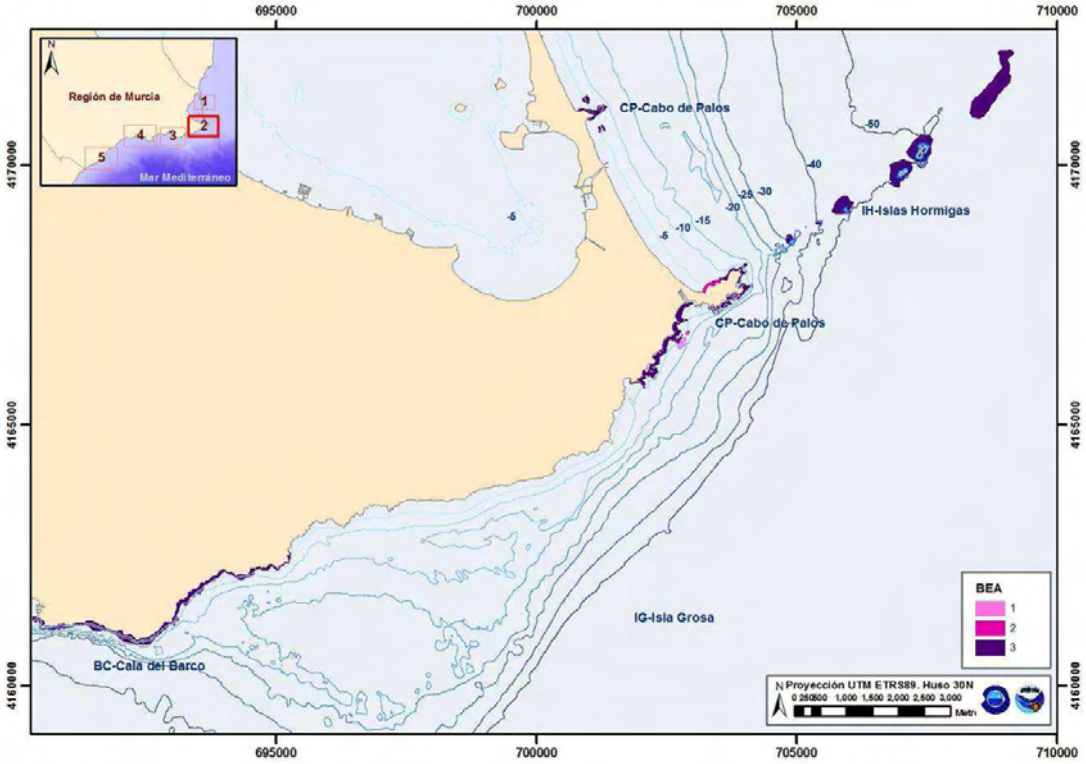


Figura 154. **Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística.**

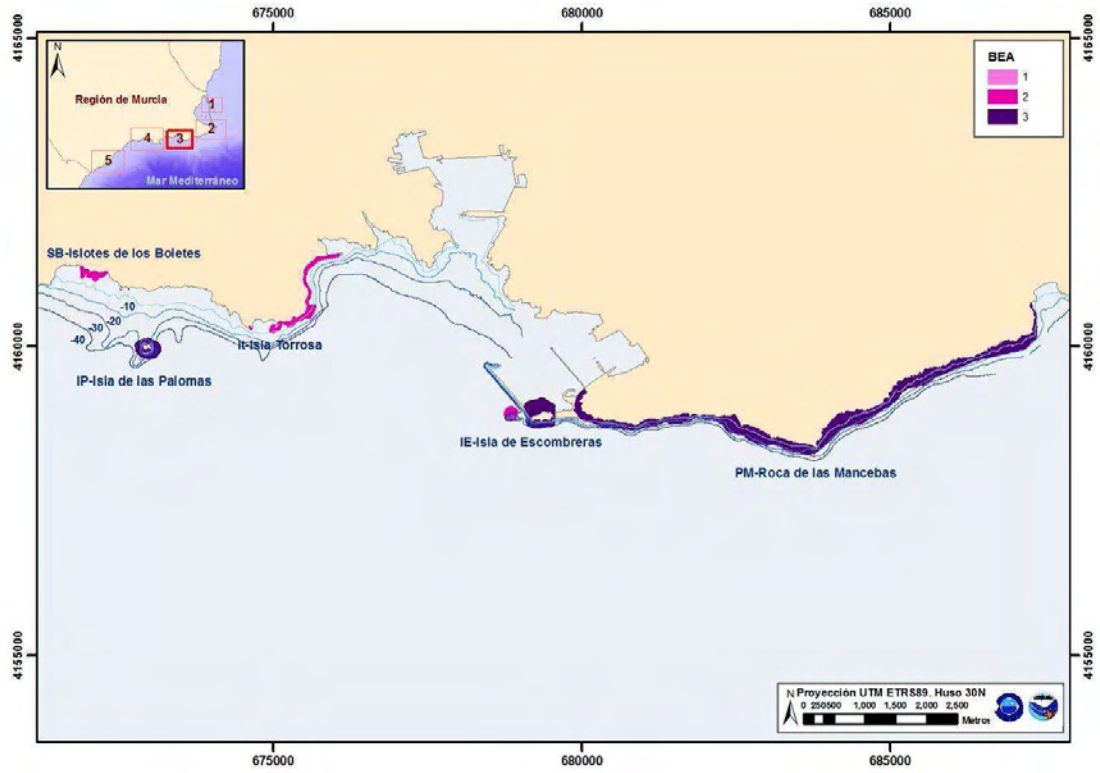


***Figura 155*. Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística.**

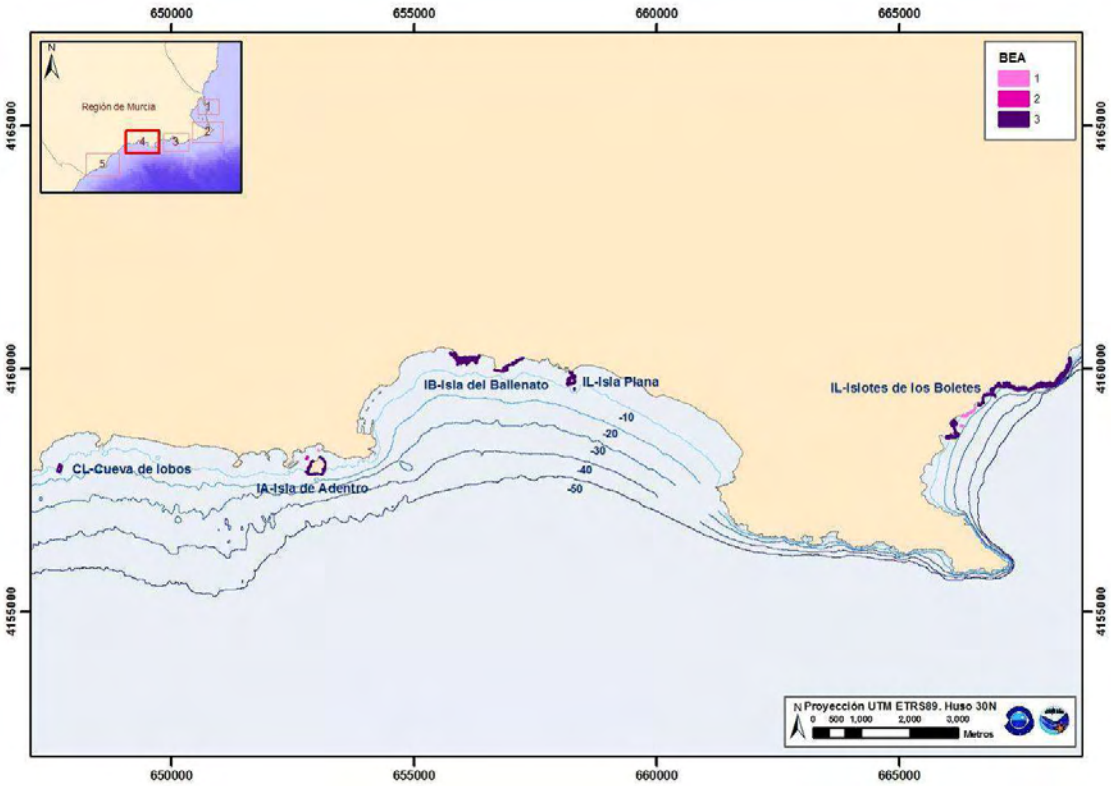


***Figura 156*. Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística.**

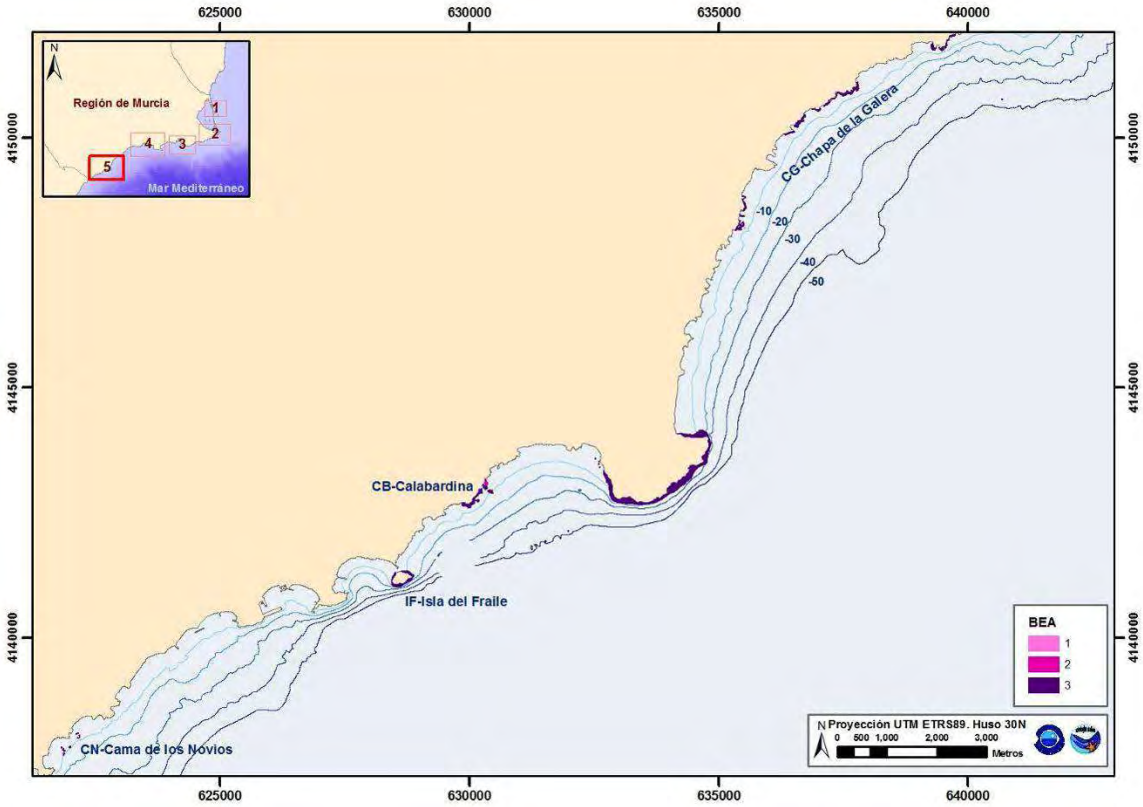


Figura 157. **Valoración ecológica aplicando el número de especies catalogadas potenciales de una unidad paisajística.**

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Los datos que se disponen en la actualidad para realizar una primera evaluación del criterio 1.6 estado del hábitat provienen de los trabajos realizados para la aplicación de la Directiva Marco de Agua. Aunque estos resultados permiten una primera evaluación del estado ecológico de las masas de aguas de la demarcación (indicador 1.6.2), el número de estaciones muestreadas resulta insuficiente para establecer el estado de la condición de las especies y comunidades típicas de fondos blandos infralitorales p.e. en Cataluña se dispone de datos correspondientes a 35 masas de agua para el indicador macrofauna, lo cual resulta insuficiente para los 874.2 km^2 de extensión que ocupa este tipo de hábitat en esta región, y en Murcia se dispone de información de 41 estaciones.

Debido a la alta variabilidad natural que presenta este indicador es necesario completar estos valores con información relativa a la tipología del sedimento y las biocenosis que componen los fondos de estas masas de aguas, y establecer nuevas estaciones de muestreo en base a la distribución de las biocenosis (indicador 1.4.2). Analizar la condición de las especies y comunidades en zonas previamente clasificadas en función de estos parámetros permitirá determinar el nivel de referencia para este indicador, evaluar si se está produciendo una degradación ambiental en las zonas cercanas a las presiones y decidir si es necesario adoptar medidas correctoras para mantener el buen estado ambiental.

A modo de ejemplo, en base a los trabajos realizados para la evaluación de los vertidos de aguas residuales urbanas en la Comunidad Valenciana (de-la-Ossa-Carretero, 2008, 2009, 2010, 2012, Del-Pilar-Ruso, 2010) se puede determinar si la superficie de hábitat en la que se localiza la presión

está afectada: en el caso de emisarios que vierten caudales bajos de agua depurada (media mensual: 43256 m^3/mes) con un tratamiento secundario no se detectó un impacto (*figura 158a*, emisario de Torreblanca), mientras que en otros con un caudal medio (media mensual: 502612 m^3/mes) y agua no depurada se detectó una degradación (*figura 158*b, emisario de Benicarló). Actualmente, en la localidad de Benicarló, se encuentra en ejecución las obras de una nueva estación depuradora de aguas residuales, esta medida podría permitir reducir el impacto generado por este vertido, de modo que los indicadores basados en la condición del hábitat permitirán evaluar si estas medidas permiten alcanzar el buen estado ambiental en zonas degradas. Este tipo de estudios determinarían donde es prioritario reducir los vertidos al medio marino para evitar que se produzcan impactos o riesgos graves para los ecosistemas marinos.

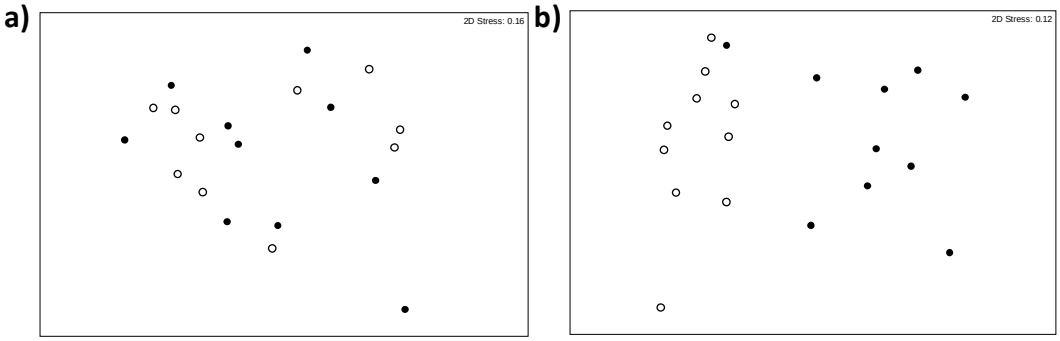


Figura 158. **Gráfico MDS en base a la similitud de Bray-Curtis en la composición de la comunidad bentónia de estaciones afectadas por vertidos de aguas residuales urbanas de la provincia de Castellón (círculos negros) y estaciones de referencia situadas a 1000 metros de estos vertidos (círculos blancos). a) Emisario de Torreblanca. b) Emisario de Benicarló.**

PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Las presiones antrópicas pueden causar una desviación o afección, de intensidad y frecuencia determinadas, respecto al estado o condición "normal" de una pradera en condiciones naturales, sin que ello conlleve una modificación de su rango de distribución ni extensión. La identificación y caracterización de estos estados alterados o sub-óptimos de las praderas de *P. oceanica* es un tema que ha recibido una dedicación particularmente intensa por parte de los grupos de investigación españoles especialistas en el tema, entre otros aspectos porque la detección temprana de síntomas de alteración es fundamental en este hábitat para que la aplicación de medidas concretas de gestión tenga pueda tener un efecto en la recuperación del hábitat y del ecosistema a su estado "normal" o anterior a la alteración. Para ello es fundamental: a) investigación en bioindicadores del estado o condición de la planta a diferentes niveles de organización del hábitat y b) implementación de redes de monitoring para determinar las tendencias de estos bioindicaores a corto, medio y largo plazo.

Las praderas en un estado alterado inducido por la influencia de una presión antrópica pueden estar asociadas a un gradiente de degradación, como transición entre las áreas de pérdida total de pradera (zona de impacto máximo) y las áreas con un estado aceptable/bueno de conservación o con influencia muy escasa de la perturbación. También pueden ser áreas expuestas a la influencia indirecta, remota o difusa del origen del impacto en las que no necesariamente se diferencia o existe una zona de destrucción total o parcial de la cobertura vegetal. En estas áreas alteradas la

pradera puede haber experimentado pérdida parcial de su estructura (reducción de la cobertura y la densidad de haces, reducción del tamaño del haz, etc.), modificación de su morfología, fisiología y composición elemental y cambios en la abundancia relativa de algunos componentes de la comunidad como herbívoros y epífitos. Son muchas las variables que pueden ser indicadores de alguno o varios aspectos de la condición o estado de una pradera de *P. oceanica*, pero como ya se explicó en el apartado 2.3.2.3.1, sólo un grupo de ellas son empleadas más o menos rutinariamente en programas de seguimiento de la demarcación. En esta sección se resume parte de dicha información.

a) Estructura de la pradera y dinámica poblacional

En esta sección se analizan los datos de los descriptores estructurales densidad de haces y porcentaje de cobertura, que son dos de los descriptores más común y extensivamente empleados en cualquier programa de seguimiento de angiospermas marinas o estudio científico-técnico y de los que, por tanto, se dispone de más información.

Extensión de praderas con alteraciones estructurales

En la demarcación Levantino-Balear se han documentado y publicado numerosos casos de estudio en los que está bien descrita y caracterizada la variación espacial de los descriptores estructurales y su relación con las presiones y sus respectivos gradientes de degradación (p.e. Sánchez Lizaso et al. 2002, Ruiz 2006, Delgado et al 1999, Ruiz et al. 2001, Moreno et al. 2002, Ruiz et al. 1993, Ruiz et al 2003, González Correa et al. 2007, Fernández Torquemada et al 2005, Fernández Torquemada y Sánchez Lizaso 2009, Tonda et al 2010, etc.). Pero el número de estos casos documentados o conocidos es muy inferior al número de casos reales o potenciales (*Tabla 50, Figura 145*, del apartado 2.5.2.3.1), de los que no se dispone de información o la información existente no ha sido disponible para este trabajo y, por tanto, es muy difícil determinar un diagnóstico general de las praderas de la Demarcación Levantino-Balear basándose sólo en la información disponible de estos descriptores.

Algunas cartografías contienen algún tipo de valoración del estado de conservación de la pradera, pero suele ser una información de escasa fiabilidad ya que muchas veces confunden “praderas alteradas” con praderas con escaso grado de desarrollo estructural o con presencia de determinada proporción de mata muerta (p.e. Marhuenda et al., 2000). Este tipo de praderas no tiene porqué corresponder a un estado alterado desde el punto de vista antrópico, sino que pueden ser estados naturales de la pradera que reflejan unas condiciones ambientales más limitantes para el desarrollo del hábitat, como en las zonas profundas próximas al límite inferior o muchas zonas someras con elevado hidrodinamismo. Por tanto, la mayor parte de la información de este tipo contenida en las cartografías disponibles tampoco ha sido útil para realizar valoraciones del estado de *P. oceanica*.

Tabla 59. **Resultados de la evaluación de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia de zonas LIC evaluadas para la Red Natura 2000 de UE. La evaluación está basada en indicadores estructurales del estado de la pradera (JM Ruiz-IEO, datos no publicados; Comunidad Autónoma Región de Murcia, 2004).**

R. de Murcia	No evaluado	Favorable excelente	Favorable	Favorable subóptimo	Desfavorable alterado
Area (Km^2)	15,2	87,2	2,5	4,5	2,9
% Area	13,5	77,6	2,2	4,0	2,6

En muy pocas regiones de la demarcación se ha realizado un análisis extensivo de este tipo basado en el análisis espacial de estos descriptores. Un ejemplo es la Región de Murcia, donde se analizó la variación espacial de descriptores estructurales en el 86% de la superficie total de la pradera cartografiada para valorar su Estado de Conservación en las zonas LIC, y en otras zonas costeras de interés de conservación (Ruiz, datos no publicados; CARM 2004). Dicha valoración se basó en la aplicación de los métodos y criterios explicados en apartados anteriores de este informe (2.3.2.3 indicadores y métodos y 2.4 niveles de referencia) sobre una red de aproximadamente 500 puntos de muestreo, en cada uno de los cuales se obtuvieron valores replicados de una serie de descriptores de tipo predominantemente estructural. El análisis espacial de estos datos permitió identificar y cuantificar extensiones de pradera con diferente grado de alteración (*Tabla 59; Figura 159*). Este análisis revela que poco menos del 6,9 % de la superficie analizada presentan valores de los descriptores densidad de haces y/o cobertura (y de otros descriptores) significativamente desviados de sus valores medios normales para el correspondiente nivel de profundidad (ver aplicación de modelos teóricos en apartado 2.4.2). En la *figura 159* se indican las zonas con praderas alteradas y las presiones relacionadas con dichas alteraciones.

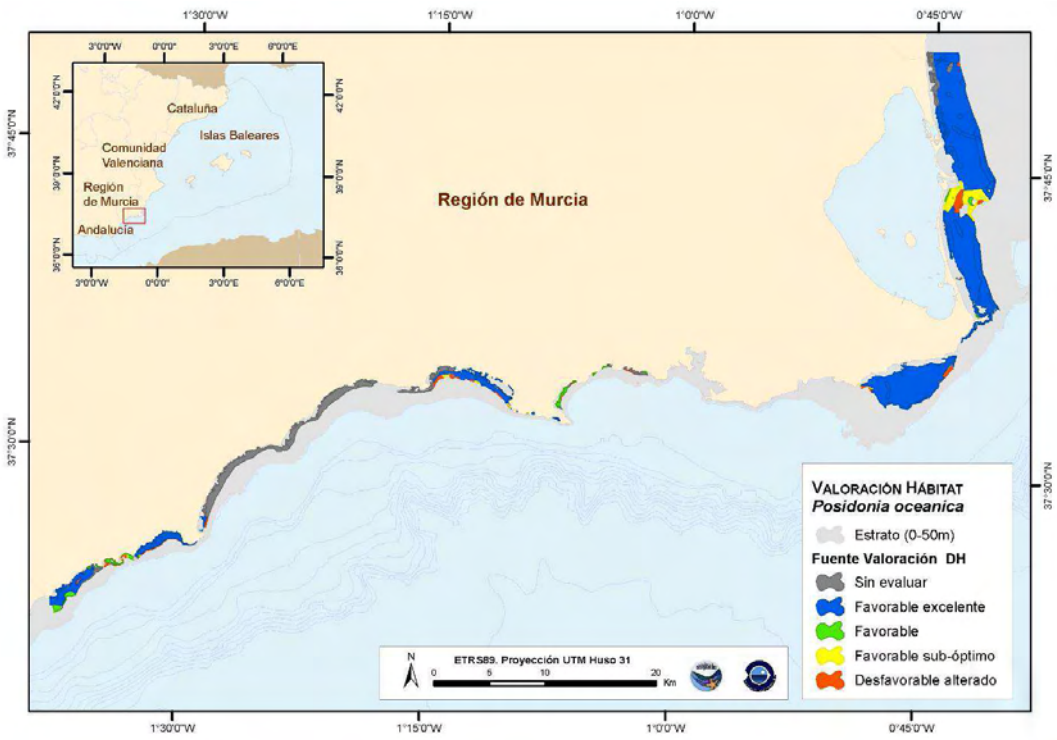


Figura 159. **Resultado final de la valoración de las praderas de *P. oceanica* de las zonas LIC de la Región de Murcia, basada en el análisis espacial de descriptores estructurales (densidad de haces y cobertura; n = 500 puntos de muestreo, aprox.). Zonas alteradas (presión): 1. San Pedro del Pinatar (emisario de aguas residuales), 2. Estacio-Isla Grosa (influencia del Mar Menor), 3. Calblanque-Punta Espada (pesca de arrastre), 4. Calblanque-Cabo Negrete**

(estériles mineros de Portmán), 5. Isla de las Palomas (pesca de arrastre), 6. Bahía de Mazarrón (Instalaciones portuarias y pesca de arrastre), 7. Calabardina (pesca de arrastre) y 8. Águilas (instalaciones portuarias, vertidos urbanos y acuicultura). Fuente: IEO-Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2004).

En la provincia de Alicante existe también abundante información de la variación de la estructura espacial de la pradera y se ha estimado que el 20% de la superficie total de praderas de *P. oceanica* presenta síntomas de alteraciones estructurales causadas por la pesca de arrastre y un 8% por otros tipos de impactos (playas artificiales, infraestructuras portuarias, contaminación, etc.) (Sánchez Lizaso et al. 2002). En Baleares y Cataluña no se ha realizado este tipo de análisis espacial, pero basándonos en los tipos de presiones, y su distribución, existentes en estas regiones, y extrapolando lo observado en las otras regiones, podemos especular que la proporción de las praderas de praderas cuya estructura ha sido alterada significativamente entre 10 y 30 %. Obviamente esta información debe ser mejor precisada mediante estudios complementarios específicos.

Análisis de tendencias de series temporales

Aquí se han empleado los datos de las redes de seguimiento de *Posidonia oceanica* implantadas por todas las comunidades autónomas y que aportan series temporales de entre 9 y 11 años (ver fuentes, métodos y criterios de valoración en apartados 1.2 y 2.3.2.3 y 2.4.2). En el apartado 2.4.2 se analizaron solo las series temporales de praderas de zonas bien conservadas o con negligible influencia antrópica. En esta sección se incluyen en el análisis las praderas con cierto grado de influencia antrópica y se discute la posible influencia de estas presiones en las tendencias observadas de las series temporales analizadas. La ubicación de las estaciones de seguimiento de estas redes presentan cierto sesgo hacia localidades bien conservadas o con un grado de influencia antrópica leve, así que hay que interpretar con cautela la información obtenida en estos programas.

Las praderas que han experimentado la influencia de una presión antrópica severa presentan evidencias de alteración estructural más obvias que pueden ser detectadas y caracterizadas fácilmente por los indicadores de distribución y extensión antes mencionados. Las praderas en las que la influencia antrópica no es tan obvia, el análisis de las tendencias de las series temporales aporta una herramienta útil para detectar perdidas más lentas, progresivas y más o menos persistentes de la densidad y cobertura de las praderas causadas por presiones más difusas. Este tipo pérdidas más sutiles de pradera son más difíciles de detectar con simples análisis espaciales de indicadores estructurales y además pueden ser confundidos fácilmente con variaciones interanuales y plurianuales más o menos cíclicas relacionadas con todo tipo de factores climáticos, y por tanto se requieren series temporales lo más largas posibles de estos descriptores obtenidos mediante métodos lo más precisos y fiable posible. La detección de tendencias en la evolución temporal de los hábitat es una información clave y fundamental para conocer su estado y en la toma de decisiones en cualquier estrategia de conservación.

Considerando conjuntamente las praderas tanto de condiciones naturales como de condiciones antropizadas, se observa que las tendencias de las series temporales de la densidad de haces y del porcentaje de cobertura de Baleares, Comunidad Valenciana y Murcia son predominantemente estable o progresiva, existiendo una proporción de praderas en las que se detectan tendencias negativas de uno o ambos descriptores estructurales. Muchas de las tendencias estables y progresivas se observan en localidades con influencia antrópica leve y moderada y respecto a las

tendencias negativas, unas están relacionadas con presiones antrópicas más severas o otras no, observándose incluso en áreas marinas protegidas de la influencia de la actividad humana. En la *Figura 160* se muestra la distribución de las praderas de las que se ha dispuesto de series temporales de los descriptores y su estado basado en el análisis de la tendencia de la serie temporal.

En la C. Valenciana, de 30 praderas analizadas aproximadamente la mitad están en condiciones naturales y la otra mitad están expuestas a algún tipo y grado de presión antrópica. De las primeras, todas siguen una dinámica estable y progresiva en periodos de hasta 8 años (2002-2009) o, como mucho, tendencias negativas leves (≤ 1% crecimiento medio anual) de la serie temporal sin diferencias significativas entre el inicio y el momento actual (indicando que las pérdidas durante tal periodo han sido compensadas por años con crecimientos positivos). Un 13% del total de estaciones) muestra actualmente una tendencia claramente regresiva (-2,26 a -7,96% medio anual) con pérdidas totales netas de densidad y/o cobertura en dicho periodo de entre 15 y 47%. Estos casos (4 en total) están todos relacionados con las siguientes presiones antrópicas: pesca de arrastre (El Campello), desequilibrios sedimentarios y fondeo no regulado (Cala de la Mina) y un vertido de aguas residuales (Cabo de Huertas). En la Región de Murcia se han detectado tendencias negativas significativas en 3 de 17 praderas, de las cuales dos han experimentado una clara influencia antrópica causada por frecuentación excesiva de buceadores y fondeo de embarcaciones, y una se encuentra en una zona bien conservada y protegidas de la influencia antrópica (p.e. Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas). No obstante, en estas praderas la regresión podría ser atribuida a la incidencia de un régimen de perturbación hidrodinámico particularmente intenso que explicaría la observación de amplias y significativas variaciones plurianuales en la serie temporal obtenida en esta localidad (ver comentarios al respecto en apartado 2.4.2). En Baleares, un 6,5% de las praderas analizadas muestran síntomas regresivos significativos relacionados con presiones antrópicas, pero un 15% también muestran síntomas regresivos significativos sin estar aparentemente relacionados con presiones antrópicas (3 casos en Mallorca y 3 en Menorca). De acuerdo con lo observado en estas regiones, en Cataluña, series temporales de estos descriptores obtenidas entre 1998 y 2002 (5 años) mostraron que el 70% de las praderas de *P. oceanica* mostraban unas tendencias de los descriptores estables o progresivas, un 15% con síntomas regresivos suaves y otro 15% con tendencias regresivas significativas, algunas de ellas sin relación aparente con la presión antrópica (Renom y Romero 2001; Romero 2004).

En base a los datos analizados, el porcentaje de praderas con pérdidas significativas de densidad de haces y/o cobertura (pérdidas superiores al 10-20%) varía entre regiones de la demarcación entre 17% y 25% del total de casos estudiados (unas 100 praderas de Cataluña, Comunidad Valenciana, Región de Murcia y Baleares). Estos resultados están bastante por debajo de los obtenidos por otros estudios basados en censos de *P. oceanica* que afirman que el 67% de las praderas experimentado pérdidas de la densidad de haces desde 2000, y con pérdidas superiores al 20% en un 47% de las praderas (Marbà 2009). Estos últimos suponen una proporción mucho mayor de praderas en regresión y ha llevado a sugerir la existencia un proceso de regresión global de las praderas de *P. oceanica* por el que la mayor parte de las praderas verán reducida su densidad a la mitad de la actual en relativamente pocos años (Marbà 2009). Los datos disponibles y analizados para este informe no apoyan esta hipótesis, pero si coinciden en la existencia de una proporción de praderas en regresión que no está en relación (al menos en forma aparente) con la

influencia de las presiones antrópicas, y que sería necesario prestarle atención para conocer realmente su significado y alcance. En el apartado 2.4.2 ya se ha discutido este aspecto con más detalle. Por último, la proporción de praderas con tendencias negativas relacionadas con presión antrópica es a veces mucho menor de la esperada pero esto es porque realmente son presiones muy leves y porque el número de estaciones de muestreo en estas condiciones está subrepresentado en muchas zonas y regiones, así que cualquier conclusión en el sentido apuntado anteriormente debe ser tomada con precaución.

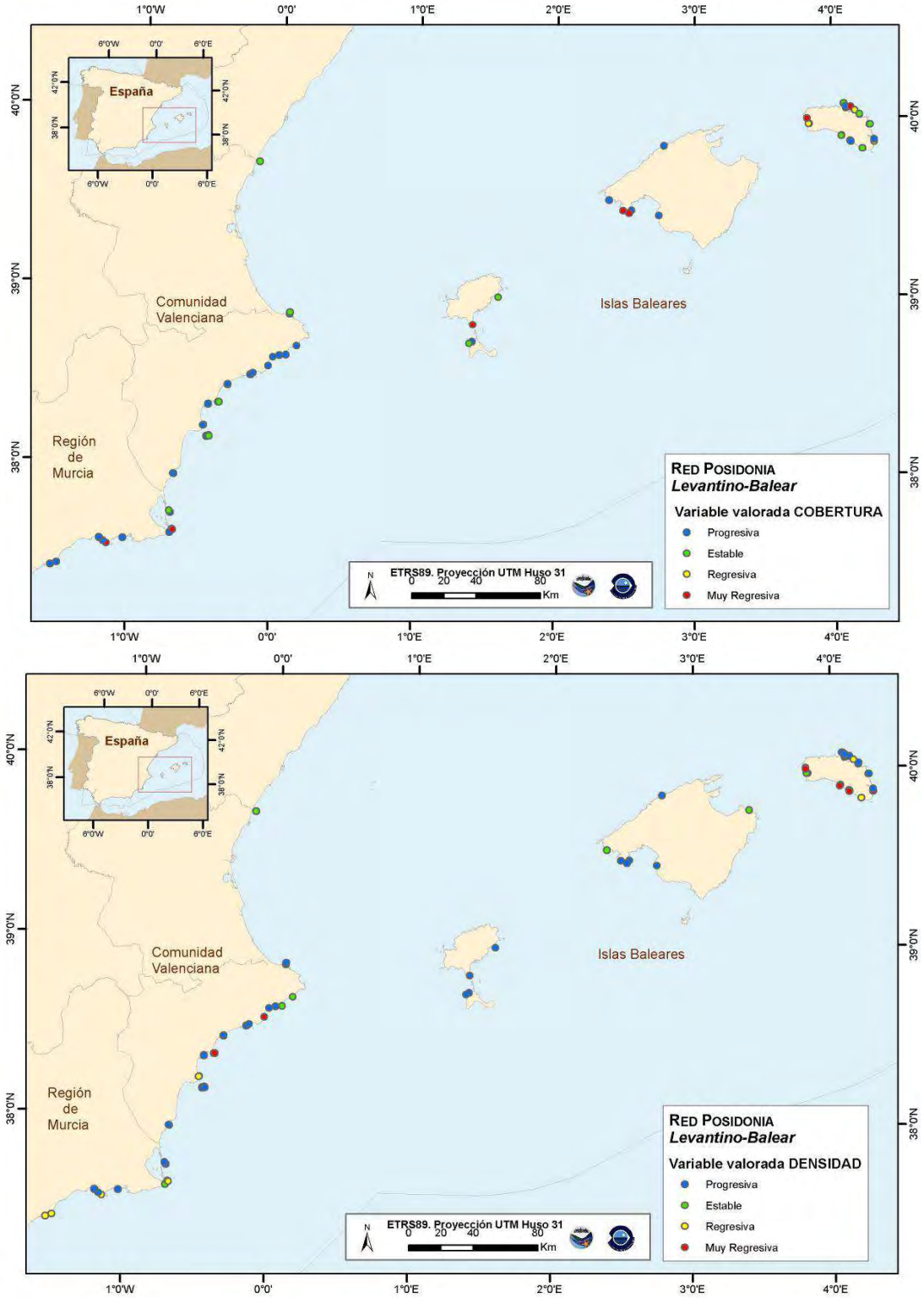


Figura 160. **Distribución de las praderas de las que se ha dispuesto de series temporales de los descriptores y su estado basado en el análisis de la tendencia de la serie temporal.**

b) Índices multimétricos: POMI (Posidonia Oceanica Multivariate Index)

La información proporcionada de la DMA por las comunidades autónomas para este informe ha sido normalmente el valor medio de EQR de la masa de agua basado en el indicador *P. oceanica*, no se dispone de información más específica de los descriptores utilizados en cada caso (excepto algunos informes disponibles). El valor de EQR asignado a cada masa de agua es el promedio de los valores obtenidos para las praderas (estaciones de muestreo) analizadas en esa masa de agua (en los casos en los que hay más de una estación de muestreo. En las comunidades autónomas en las que el muestreo se ha realizado en varios periodos anuales se ha promediado el EQR de los diferentes años (2007-2010 para Cataluña, 2005-2008 para Comunidad Valenciana y 2008/2009 para Baleares).

Mediante la aplicación de herramientas de GIS se ha cruzado la superficie de las masas de agua con su valor correspondiente de EQR con la capa de cartografía (criterio 1.5, apartado 2.5.2.3) para estimar la proporción de pradera de *P. oceanica* que corresponde a cada una de las cinco clases de EQR establecidas por la DMA en cada Comunidad Autónoma: muy bueno (azul), bueno (verde), aceptable/moderado/mediocre (amarillo), deficiente (naranja) y malo (rojo). Para este informe se ha convenido denominar a la clase amarilla como “moderado”, aunque en realidad esta clase ya no es óptima según los criterios de la estrategia marina (Cochrane et al. 2010).

La superficie de hábitat sobre la que se hacen los cálculos en una región dada no se corresponde con la superficie total del hábitat estimada para esa región, sino la correspondiente a la que se solapa con la masa de agua que no se extiende más allá de 1 milla desde la línea de costa. Además de esta superficie, otra extensión de praderas que si pertenece a masas de agua determinadas tampoco ha sido valorada por la DMA (no hay estación de muestreo; clase “no evaluado”, de color gris), por tanto, una proporción de las praderas de cada región queda fuera de este análisis. El resultado se muestra en los mapas de la *Figuras 161-164* y en *la Tabla 60.*

Tabla 60. **Proporción de superficie del hábitat *P. oceanica* asignado a cada clase de EQR y a las masas de agua en las que el indicador no se ha evaluado.**

	CLAVE EQR					
Región	**No evaluado**	**Muy Bueno**	**Bueno**	**Aceptable**	**Deficiente**	**Malo**
Cataluña	22,4%		24%	29,6%	23,8%	
Baleares	30,4%	4,4%	62,3%	2,8%		
C. Valenciana	13,3%	42%	15,8%	5,4%	18,1%	
R. de Murcia	13,5%		56,4%	21,1%		
Andalucía (C. Gata)			100%			

En Cataluña aparece un 22,4% de praderas sin evaluar, probablemente debido a que la cartografía incluye áreas de *Cymodocea nodosa* no incluidas en la evaluación de praderas de angiospermas marinas de la DMA. Del resto de superficie cartografiada el 24% de las praderas corresponden a la clase de EQR "bueno", el 29,6% a la categoría "aceptable", que indica la existencia de perturbaciones apreciables pero moderadas de la calidad del agua, y el 23,8% a la categoría de deficiente. Como indica el mapa de la *Figura 161*, estas praderas en condiciones moderadamente alteradas y deficientes (52% del total de hábitat evaluado) se concentran principalmente al sur de Barcelona, entre Castelldefels y L'Ampolla, y se relaciona con la influencia de los ríos Besòs, Llobregat y Ebro (y su carga contaminante), la contaminación portuaria e industrial de Tarragona y la influencia de numerosas infraestructuras costeras y aguas residuales urbanas. Al norte de Barcelona las praderas de P. oceanica indican unas condiciones óptimas de las masas de agua costera (clase EQR "buena"), pero ninguna masa de agua alcanza el estado de "Muy Bueno".

Según la evaluación procedente de las obligaciones de la DMA, en Baleares (30,4% no evaluado), el 67% de las praderas valoradas indican un buen estado de la calidad de las aguas costeras, con un 4,4% de las praderas correspondiendo a masas de agua con estado "muy bueno" y un 62,3% con EQR "bueno" (*Figura 162*). Sólo un 2,8% de las praderas muestran síntomas de perturbación moderada de la calidad del agua, es decir, estado "aceptable", y se localizan en las Bahías de Palma y Alcudia de Mallorca y en la Bahía de Santa Eulalia en Ibiza. Todas estas localidades se encuentran afectadas por presiones causadas por infraestructuras portuarias y turísticas y por contaminación de origen terrestre. Según la DMA no existe ninguna pradera en Baleares que indique un nivel de calidad "malo". Baleares es la comunidad autónoma donde el estado de las praderas definido por los descriptores de la DMA sugiere que es donde las aguas costeras se encuentran con mejor nivel de calidad de toda la demarcación levantino-Balear.

En Valencia (13,3% no evaluado), un 57,8 % de las praderas indican un buen estado ecológico ("muy bueno" y "bueno") y un 23,5% no alcanzas unos criterios óptimos de calidad ("aceptable" y "deficiente") *(Figura 163).* Las praderas de *P. oceanica* que indican una peor calidad del agua se encuentran en dos zonas bien diferenciadas: a) la bahía de Alicante, debido a la coincidencia en esta zona de una intensa contaminación portuaria, industrial y urbana, y b) las praderas de las localidades de Oropesa y Castellón de la Plana, relacionado con la influencia de presiones asociadas a los impactos de playas artificiales, infraestructuras portuarias y vertidos urbanos.

Según los datos disponibles de la DMA en la Región de Murcia (13,5% de las praderas no evaluadas), el 56% de las praderas de *P. oceanica* indican un estado ecológico "bueno" y un 21,1% "aceptable", es decir, con síntomas de perturbación moderada. Estas praderas moderadamente

alteradas se localizan en el tercio suroccidental de Murcia, entre la Punta de La Azohía (Cabo Tiñoso) y Punta Parda (Águilas) *(Figura 164).* Sin embargo, a juicio de los expertos que han realizado este informe, este análisis no es correcto y, de hecho, no está de acuerdo con otras valoraciones disponibles por otras fuentes de información disponible fiables y de buena calidad *(tabla 59 y figura 164)*. La comparación de toda esta información indica que la valoración de la DMA en este caso sobreestima claramente la superficie de pradera con estado moderadamente alterado de la calidad de agua en el tramo de costa mencionado y subestima la superficie del hábitat en buen estado. Las alteraciones de la calidad de agua en esta zona costera se producen solo en las masas de agua de las bahías de Mazarrón y Águilas a consecuencia de contaminación portuaria y urbana, lo que probablemente no represente más del 4% de las praderas de Murcia (Ruiz 2006). Las praderas que se extienden más al sur, ya en Almería (Andalucía) corresponden todas a la categoría de "bueno", lo cual es consistente para esta zona en términos generales, aunque hay localidades en las que la contaminación química ha sido responsable de importantes regresiones de la pradera (Moreno et al. 2002).

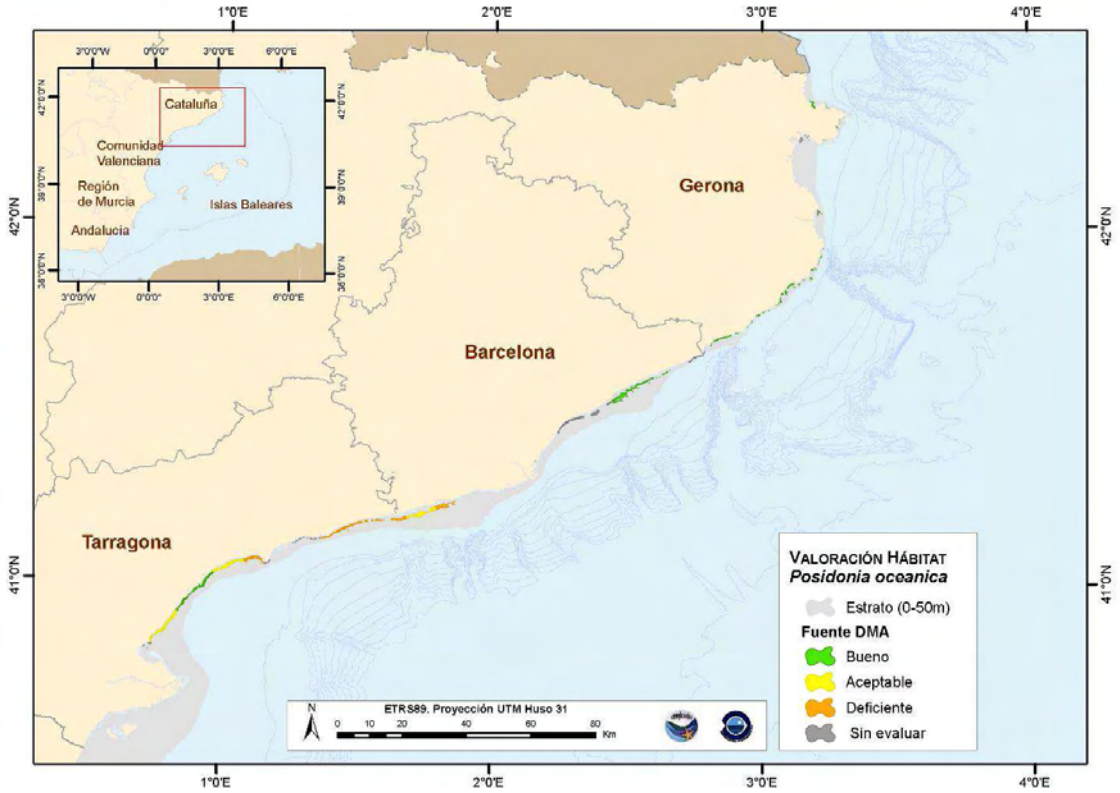


Figura 161. **Estado del hábitat *P. oceanica* en Cataluña según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).**

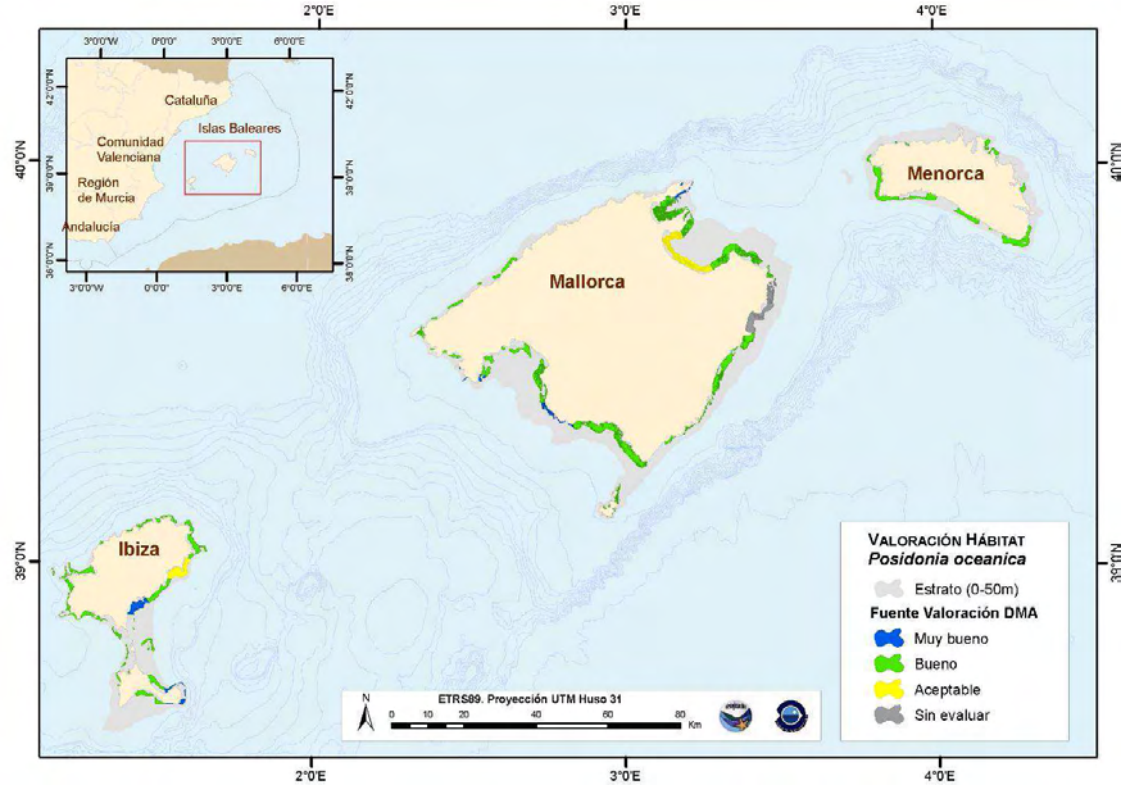


Figura 162. **Estado del hábitat *P. oceanica* en Baleares según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).**

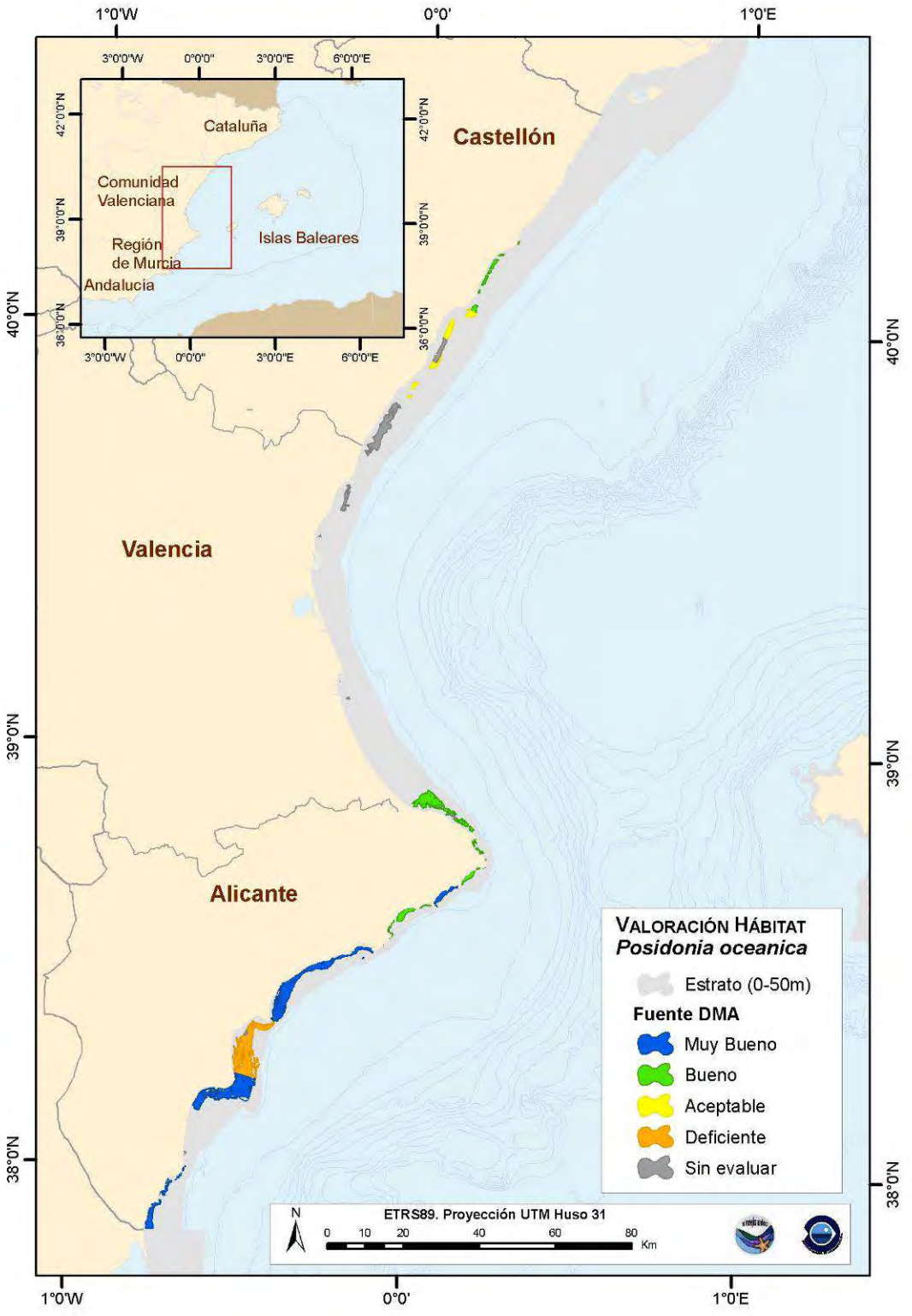


Figura 163. **Estado del hábitat *P. oceanica* en Valencia según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).**

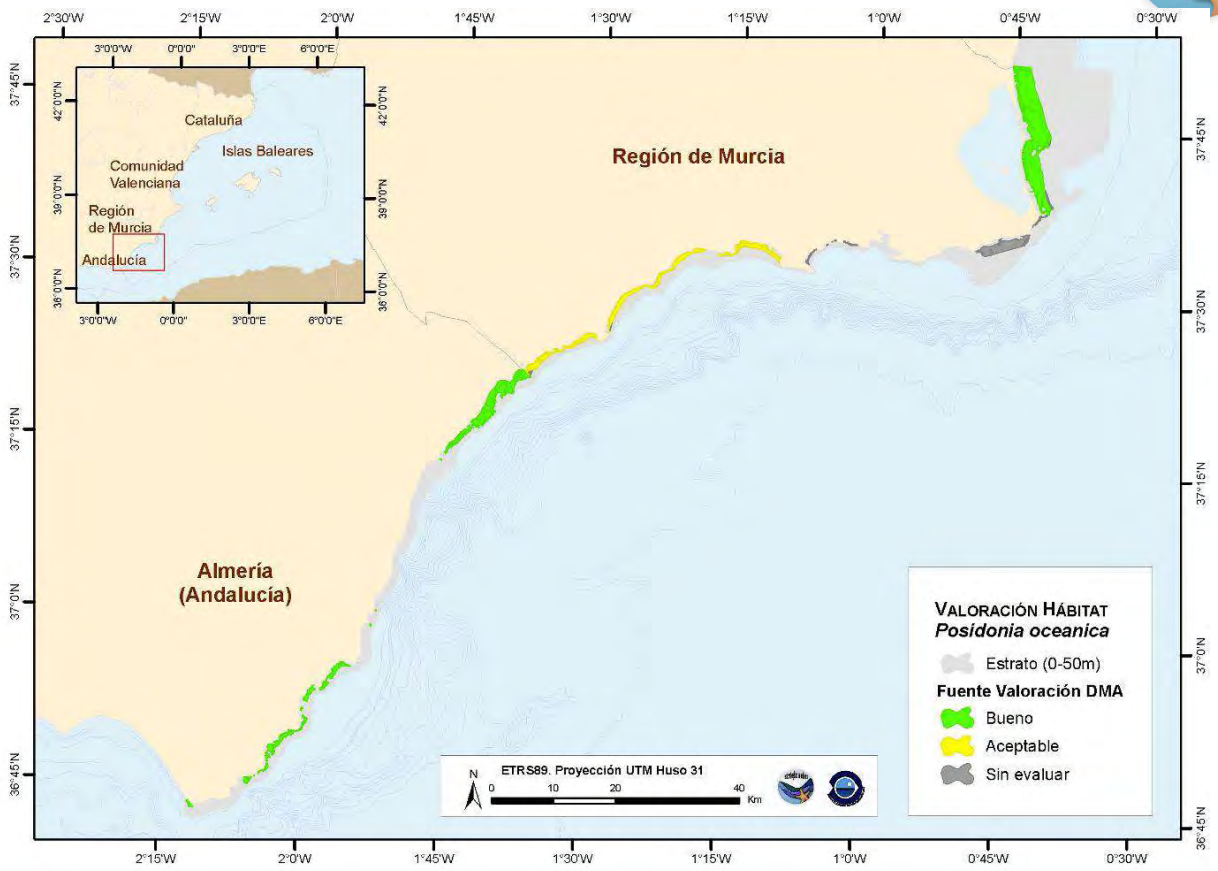


Figura 164. **Estado del hábitat *P. oceanica* en Región de Murcia y Almería según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).**

2.5.2.4.1.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES

La condición de las especies y comunidades características asociadas (que son descritas en detalle en cada una de las fichas del Anexo IV) fue determinada mediante el empleo de dos indicadores; Diversidad y Riqueza.

En las Islas Baleares se observa como los hábitats circalitorales de fondos blandos presentan valores de diversidad para la evaluación actual comprendidos entre 1.18 y 3.85 *(Tabla 61)*. El hábitat con mayor valor para la evaluación actual fue el de Ascidias solitarias (3.85), seguido por los hábitats de fondos detríticos costeros con *Halopteris filicina*, *Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis*, *Laminaria rodriguezii*, Sinascidias y de fondos detríticos costeros con mäerl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina,* todos ellos con valores de diversidad en torno a 3.7. Los hábitats con valores más bajos de diversidad (por debajo de 3) fueron todos los hábitats de fondos profundos y de reborde de plataforma. Sin embargo, debemos remarcar que el índice de diversidad fue calculado en base a la abundancia de los individuos y que por tanto la diversidad total en aquellos hábitats en los que las especies estructurantes son algas, caso de los hábitats de maërl/rodolitos, *L. rodriguezii*, *H. filicina* y *P. crispa/O. volubilis* puede ser mucho más elevada ya que para las algas no se dispone de valores abundancia sino de biomasa. Esto queda patente si observamos los valores de evaluación actual de la riqueza específica *(Tabla 62),* cuyos máximos corresponden a los fondos detríticos costeros con *P. crispa/O. volubilis* y *H. filicina,* y a fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Phymatolithon calcareum / Lithothamnion corallioides* (todos ellos con valores medios por encima de las 80 especies/lance), siendo además los dos primeros hábitats mencionados los que soportan la mayor riqueza de animales (70 y 71 especies /lance, respectivamente). Si sólo tenemos en cuenta la riqueza de especies de algas, los valores de evaluación actual más elevados corresponden a los fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp., seguidos por los dominados por *P. rosa-marina*, *P. calcareum/L. corallioides*, y los fondos detríticos costeros con *P. crispa/O. volubilis*, todos ellos con valores que superan de media las 18 especies/ lance. En el caso del índice de diversidad de Shannon, todos los hábitats detectados en el circalitoral se mantienen con una tendencia estable, mientras que se detecta una tendencia al alza para la riqueza específica de la fauna en los hábitats de fondos detríticos costeros con *H. filicina* y *P. crispa/O. volubilis*.

En el Levante de la Península Ibérica *(Tablas 63 y 64),* al igual que en las Islas Baleares, los hábitats con mayor índice de diversidad y riqueza específica fueron los de los fondos detríticos costeros. Los mayores valores de evaluación actual del índice de Shannon y de riqueza específica fueron los de los fondos detríticos costeros con sinascidias y de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp., respectivamente. En los fondos produndos y de reborde de plataforma el hábitat con mayor índice de Shannon fue el de *Gracilechinus acutus*, aunque el que presentó una mayor riqueza específica fue el de *S. regalis*. Ambos hábitats, junto a los fondos detríticos con ascidias solitarias presentaron tendencias al alza en cuanto a los valores del índice de Shannon, aunque debemos señalar que el hábitat de *Gracilechinus acutus* presentó una tendencia a la baja en cuanto a riqueza específica. Esta aparente contradicción puede explicarse si el descenso en

número de especies en el hábitat de *Gracilechinus acutus* viene acompañado de una disminución de la dominancia de las principales especies restantes.

En general los valores de diversidad y de riqueza específica para los hábitats comunes al Levante de la Península Ibérica y a las Islas Baleares fueron similares.

Tabla 61. **Diversidad de los hábitats de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).**

DIVERSIDAD FAUNÍSTICA (ÍNDICE DE SHANNON)				
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides***	3.04	3.99	Estable
	Spongites fruticulosa	3.36	3.94	Estable
	Peyssonnelia rosa-marina	3.75	3.96	Estable
	***Peyssonnelia* spp.**	3.67	3.90	Estable
Fondos detríticos costeros con:	***Laminaria rodriguezii***	3.71	4.74	Estable
	Halopteris filicina	3.76	4.46	Estable
	Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis	3.75	4.23	Estable
	Ascidias solitarias	3.85	4.08	Estable
	Sinascidias	3.71 (De 2007-11 sólo forma facies en 2007)	3.71	Sólo detectado en 2007
	Spatangus purpureus	3.22	3.61	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	2.86	3.93	Estable
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	1.96	2.52	Estable
	Con campos de *Leptometra phalangium*	1.18	1.43	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	2.76	3.83	Estable
	Funiculina quadrangularis	2.89	3.34	Estable

***Tabla 62*. Riqueza específica de los hábitats de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca). Los valores se dan como nº especies animales/nº especies de algas.**

RIQUEZA ESPECÍFICA DE ANIMALES/ALGAS (nº de especies/lance)				
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides***	65.07/18.68	82.50/24.57	Estable/Estable
	Spongites fruticulosa	62.78/15.71	74.62/23.00	Estable/Estable
	Peyssonnelia rosa-marina	64.04/18.83	76.50/27.33	Estable/Estable
	***Peyssonnelia* spp.**	63.63/20.40	80.67/32.50	Estable/Estable
Fondos detríticos costeros con:	***Laminaria rodriguezii***	61.99/16.40	74.50/25.6	Estable/Estable
	Halopteris filicina	69.58/14.78	79.25/25.67	Ascendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.78$)/Estable
	Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis	68.22/18.54	75.60/27.00	Ascendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.74$)/Estable
	Ascidias solitarias	67.42	78.20	Estable
	Sinascidias	67.50 (De 2007-11 sólo forma facies en 2007)	67.50	Sólo detectado en 2007
	Spatangus purpureus	62.90	72.25	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	56.16	64.00	Estable
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	48.62	56.00	Estable
	Con campos de *Leptometra phalangium*	46.82	55.75	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	47.50	53.00	Estable
	Funiculina quadrangularis	43.00	53.00	Estable

Tabla 63. **Diversidad de los hábitats de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.**

DIVERSIDAD FAUNÍSTICA (ÍNDICE DE SHANNON)				
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Peyssonnelia* spp.**	3.62 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	3.62	Sólo detectado en 2006
Fondos detríticos costeros con:	**Ascidias solitarias**	3.62	4.02	Ascendente ($p< 0.01$, $R^2= 0.94$)
	Sinascidias	3.66 (De 2006-10 sólo forma facies en 2007)	3.66	Sólo detectado en 2007
	Spatangus purpureus	No forma facies de 2006-10	3.78	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	3.00	3.84	Ascendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.25$)
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	3.21	3.94	Ascendente ($p< 0.01$, $R^2= 0.54$)
	Con campos de *Leptometra phalangium*	1.24 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	1.78	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	No forma facies de 2006-10	3.15	Sólo detectado en 2001
	Funiculina quadrangularis	3.30	3.43	Ascendente ($p< 0.01$, $R^2= 0.43$)

Tabla 64. **Riqueza específica de los hábitats de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.**

RIQUEZA ESPECÍFICA DE ANIMALES/ALGAS (nº de especies/lance)				
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Peyssonnelia* spp.**	69/6 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	69/6	Sólo detectado en 2006
Fondos detríticos costeros con:	**Ascidias solitarias**	57.15	66.25	Estable
	Sinascidias	63 (De 2006-10 sólo forma facies en 2007)	63	Sólo detectado en 2007
	Spatangus purpureus	No forma facies de 2006-10	73	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	50.64	63	Estable
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	36.07	52.5	Descendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.29$)
	Con campos de *Leptometra phalangium*	42 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	59	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	No forma facies de 2006-10	47	Sólo detectado en 2001
	Funiculina quadrangularis	46.25	54	Estable

2.5.2.4.2. Indicador 1.6.2: Abundancia y/o biomasa relativa

2.5.2.4.2.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Empleando valores de abundancia relativa de grupos ecológicos con distinto nivel de tolerancia se obtuvieron valores del índice MEDOCC. Los valores de este índice para la Cataluña y la Región de Murcia, obtenidos de los trabajos realizados para la valoración de las masas de aguas en base a la Directiva Marco de Agua (2000/60/CE), indican que un bajo porcentaje de los hábitats de fondos blandos infralitorales son clasificados en estado ecológico moderado, pobre o malo (*Figura 165*), de modo que la mayor parte de las masas de aguas ocupada por estos tipo hábitats en ambas regiones son clasificados en base al índice MEDOCC en estado ecológico bueno (42%) o alto (51%).

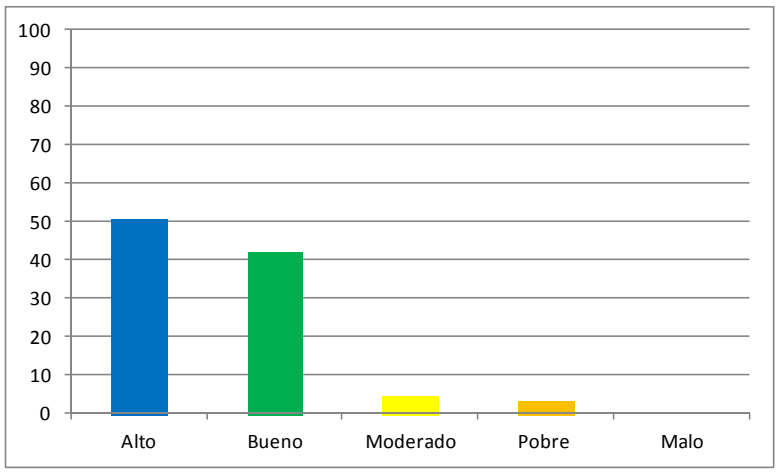


Figura 165. **Porcentaje de estaciones clasificadas en los distintos estados ecológicos propuestos en la DMA empleando el índice MEDOCC. Datos de Cataluña y Región de Murcia.**

En base a este índice y otros descriptores disponibles en el marco de la Directiva Marco de Aguas se establecieron distintos estados ecológicos para las masas de aguas que componen la Demarcación Levantino-Balear. Esta valoración se cruzó con la cartografía disponible y se valoró el estado de los fondos blandos infralitorales de la demarcación. Un alto porcentaje de la extensión que ocupa este hábitat no es valorado utilizando esta aproximación: el 8% de la extensión que ocupa este hábitat en la demarcación no ha sido evaluado por la DMA y 30.4% no corresponde con ninguna de las masas de agua establecidas para la DMA.

Por otro lado, en base a los resultados de esta valoración se observa que la totalidad del área evaluada se clasifica con un estado “bueno” o “muy bueno”, lo cual indica, dado que los fondos blandos de la demarcación están sujetos a múltiples presiones, que esta primera valoración puede resultar insuficiente. Es necesario completar estos datos con muestreos que permitan reducir el porcentaje de área no evaluada y distinguir las zonas que no se encuentran en un buen estado ambiental.

Observando los mapas disponibles se observa como en situaciones donde a priori se debería detectar algún tipo de degradación la zona es clasificada en estado ecológico bueno. En el caso de Cataluña, masas de agua cercanas a presiones son valoradas en estado bueno: p. e. Sant Adrià de Besòs-Barceloneta o Barceloneta-Zona II Port de Barcelona. En la Comunidad Valenciana, las masas de aguas cercanas al puerto de Valencia obtienen la misma valoración, sin embargo en esta zona además de la influencia del puerto de Valencia, se sitúan los vertidos de aguas residuales urbanas de los emisarios submarinos de Vera y de Pinedo. El hecho de que zonas influenciadas por la presiones identificadas previamente sean valoradas en el mismo estado medioambiental que zonas como la costa de Menorca, donde no se identificaron grandes presiones, indica que esta valoración no detecta las posibles modificaciones o alteraciones de este hábitat en la demarcación y por lo tanto no permitirá decidir qué medidas correctoras deberían adoptarse en un futuro. Es necesario aumentar la información referente a la condición de este hábitat y cubrir zonas donde actividades humanas causen un impacto al medio marino.

Tabla 65. **Valoración del estado del hábitat fondos blandos infralitorales según Directiva Marco de Agua.**

Región		No evaluado	Muy Bueno	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo	Fuera de la masa de agua
Cataluña	*Área (Km^2)*	133.9	399.1	48.7				185.1
	Representatividad	17.5%	52.1%	6.4%				24.1%
I. Baleares	*Área (Km^2)*	59.4	151.7	166.4				374.7
	Representatividad	7.9%	20.2%	22.2%				49.9%
C. Valenciana	*Área (Km^2)*	50.6	603.1	335.0				353.2
	Representatividad	3.8%	45%	25.0%				26.7%
R. de Murcia	*Área (Km^2)*		10.1	12.6				0.3
	Representatividad		43.8%	54.9%				1.3%
Andalucía (C. Gata)	*Área (Km^2)*			22.84				1.26
	Representatividad			94.8%				5.2%

En base al "Estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario y/o mediterráneo presentes en el litoral sumergido de la Región de Murcia" realizado para Consejería de Medioambiente y Ordenación del Territorio se dispone de otra valoración para el litoral de Murcia *(tabla 66).* En esta valoración se clasifica un 27.08% de la extensión que ocupa el hábitat en estado favorable o favorable excelente, mientras que un 65.88 % de la superficie obtiene una valoración de favorable subóptimo, principalmente áreas cercanas al mar Menor. Entre las zonas que son clasificadas en estado desfavorable degradado destaca la Bahía de Portmán y los fondos cercanos a las obras de Puerto Mayor, La Manga del Mar Menor.

Tabla 66. **Valoración del estado del hábitat fondos blandos infralitorales de Murcia según Directiva Hábitat. Estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario y/o mediterráneo presentes en el litoral sumergido de la Región de Murcia" 2004.**

Murcia (DH) (*)	Desfavorable degradado	Desfavorable alterado	Favorable subóptimo	Favorable	favorable excelente	No evaluado
Área (Km²)	0.19	0.10	15.15	5.99	0.24	1.34
% Area	0.82	0.42	65.88	26.03	1.05	5.85

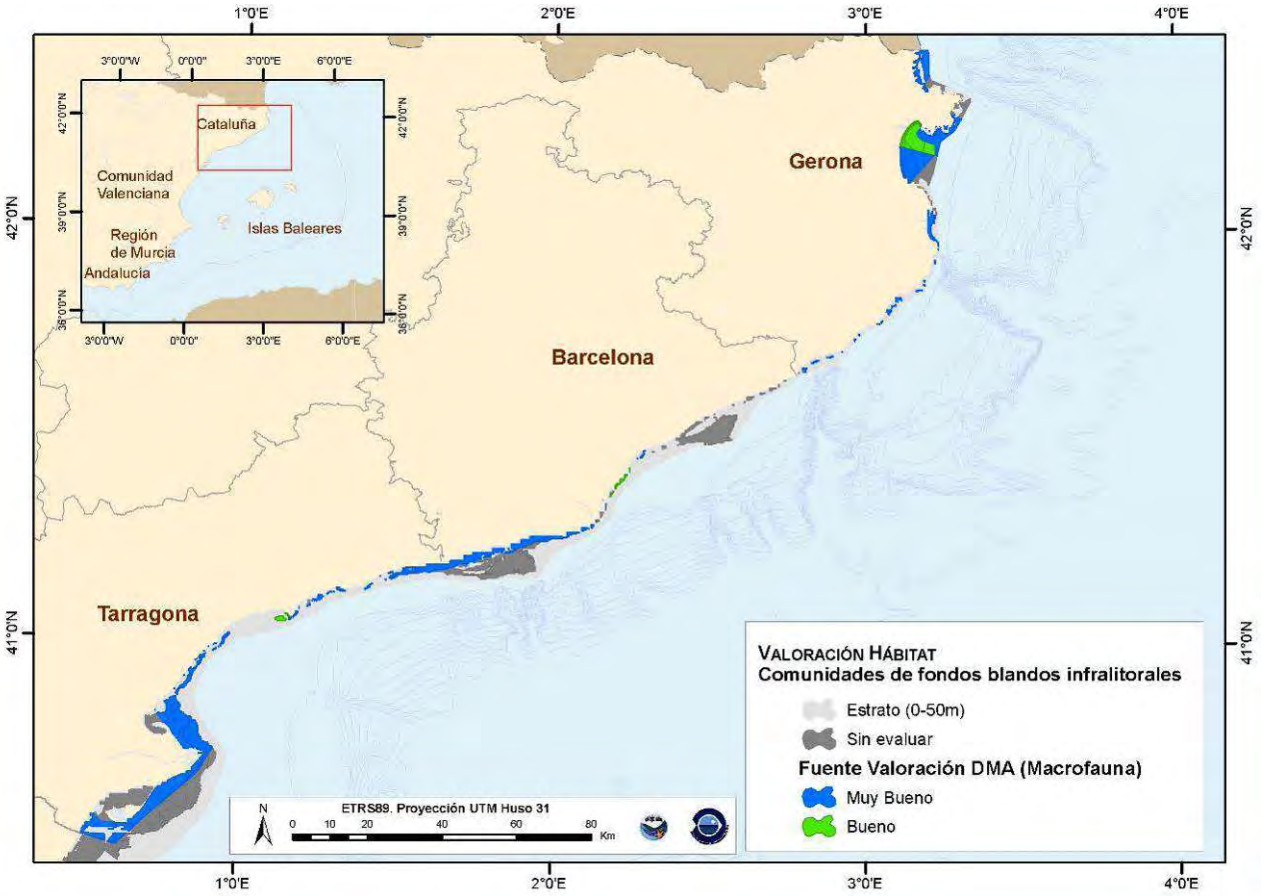


Figura 166. **Valoración del estado del hábitat fondos blandos infralitorales de Cataluña según Directiva Marco de Agua.**

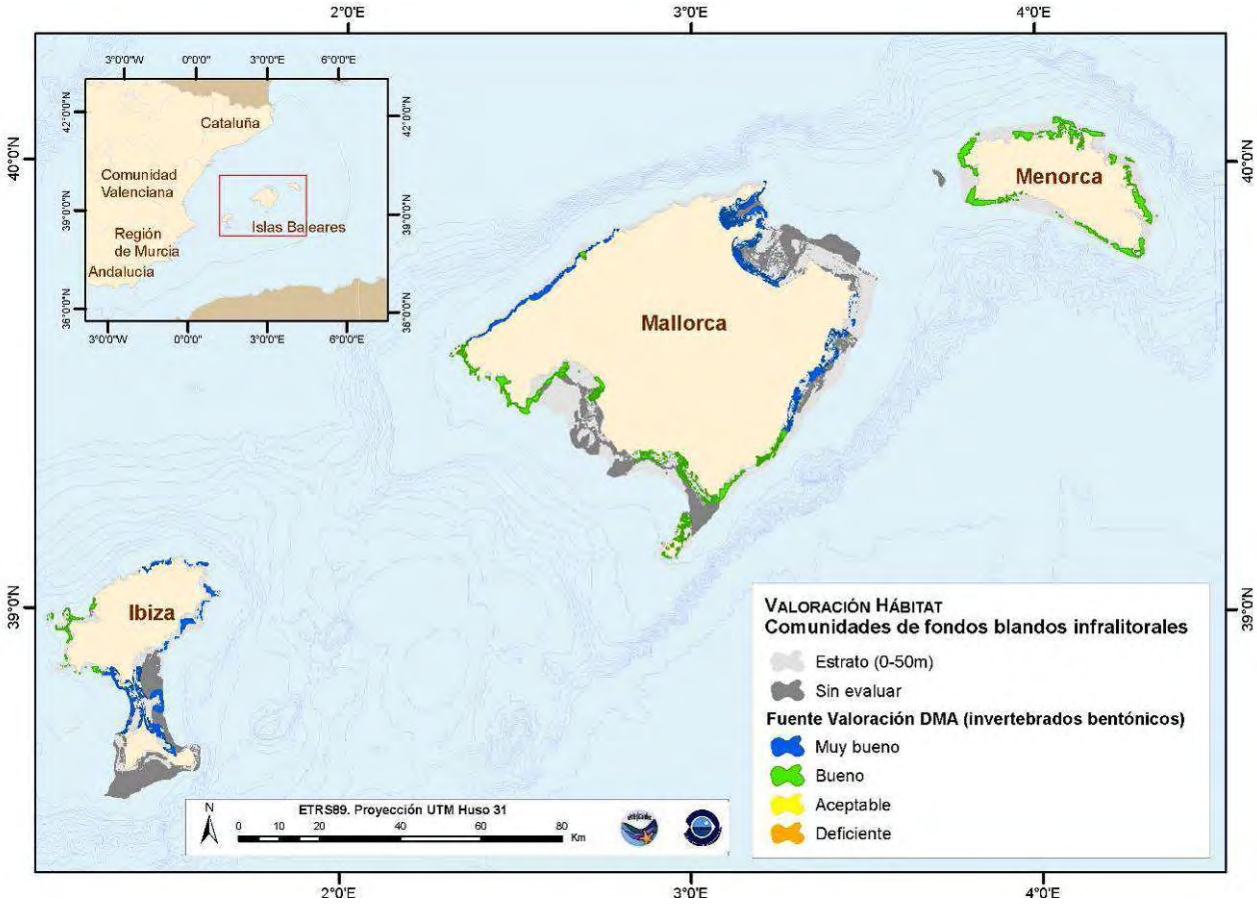


Figura 167. **Valoración del estado del hábitat fondos blandos infralitorales de las Islas Baleares según Directiva Marco de Agua.**

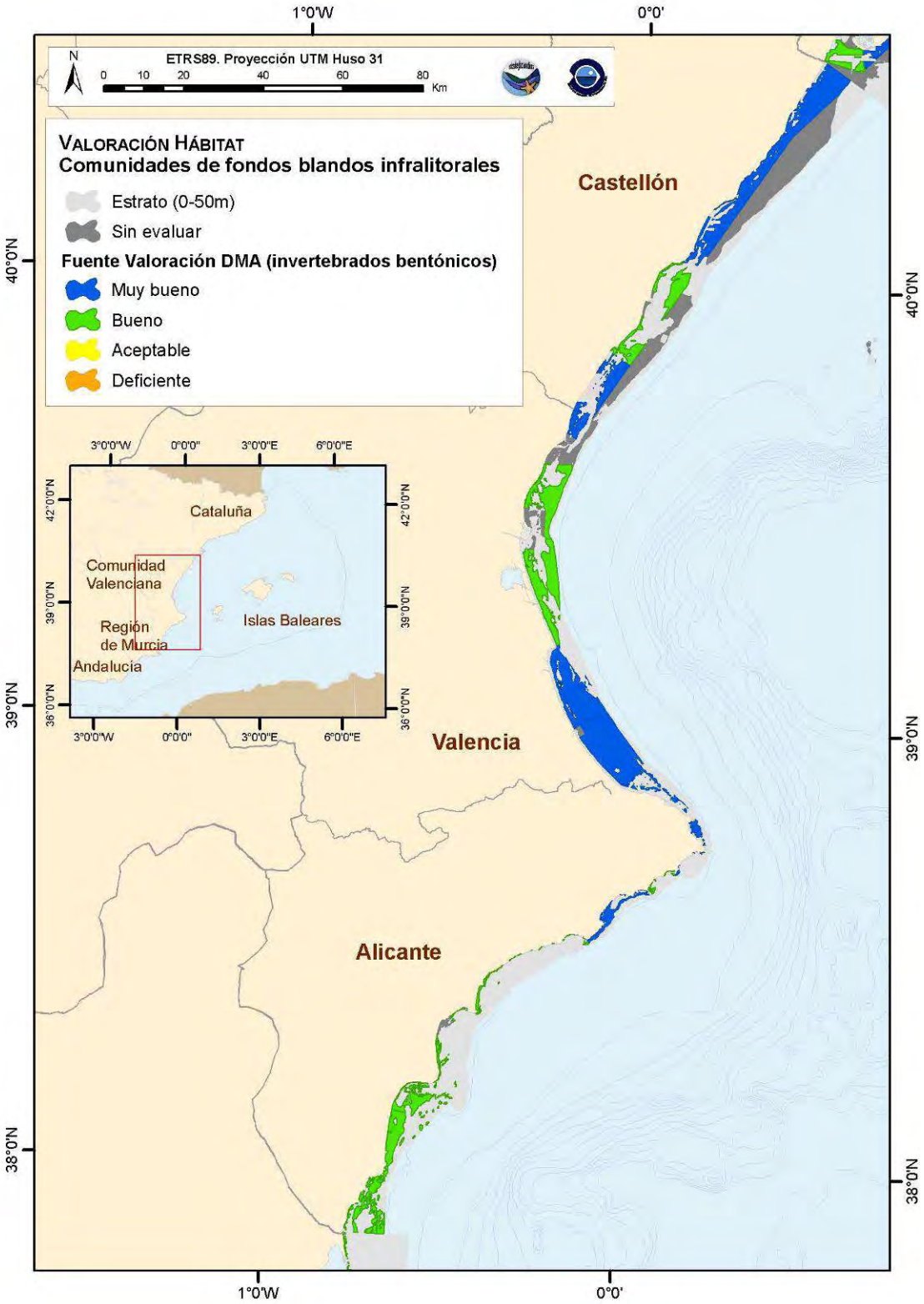


Figura 168. **Valoración del estado del hábitat fondos blandos infralitorales de la Comunidad Valenciana según Directiva Marco de Agua.**

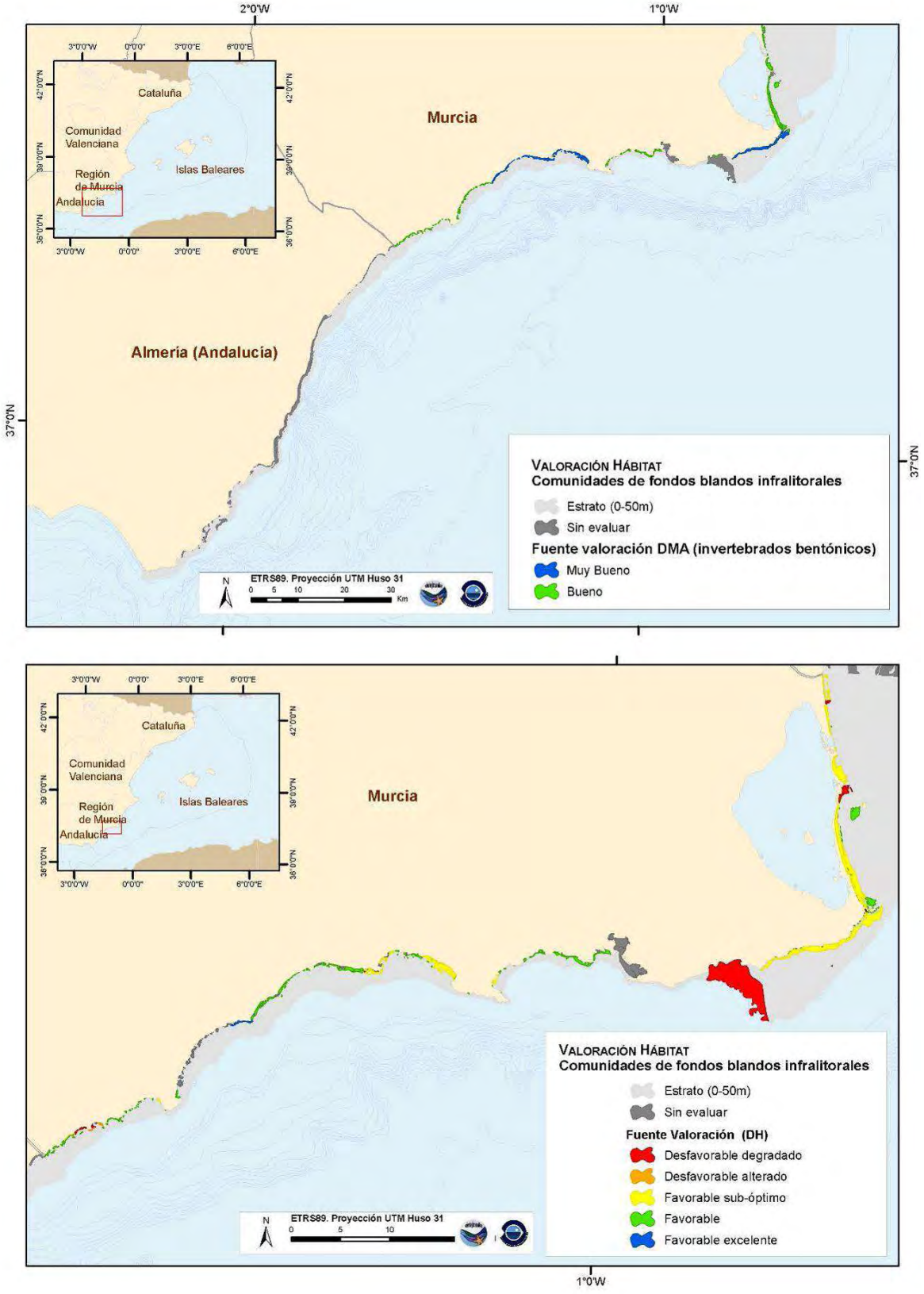


Figura 169. **Valoración del estado del hábitat fondos blandos infralitorales de Murcia y Almería según Directiva Marco de Agua y de Murcía según la Directiva Hábitat.**

2.5.2.4.2.2. Hábitats circalitorales y profundos

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES

En las Islas Baleares *(Tabla 67)* los hábitats que presentaron valores de evaluación actual de biomasa de la especie estructurante más elevados fueron, en este orden: los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp., de *Peyssonnelia rosa-marina,* los fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus* y con *Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis*. En general, las algas rojas fueron las especies estructurantes que presentaron mayores valores de biomasa, con valores medios especialmente elevados en el caso de los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp. (≈10000 kg/km^2), y los fondos detríticos con *P. crispa/O. volubilis* (≈1500 kg/km^2), aunque *S. purpureus*, con ≈4000 kg/km^2, representa una excepción a esta regla. Las especies estructurantes con valores de evaluación actual más bajos fueron *Gryphus. vitreus* y *Funiculina quadrangularis* (≈25 y 14 kg/km^2, respectivamente). Las biomasas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, exceptuando la de *F. quadrangularis* que muestra una disminución.

En el Levante de la Península Ibérica *(Tabla 68),* el hábitat que presentó el valor de evaluación actual de biomasa de las especies estructurantes más elevado fue el de fondos detríticos costeros con ascidias solitarias (460 kg/ km^2), mientras que en segundo lugar está el hábitat de fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de *Stichopus regalis (*234 kg/ km^2). Las biomasas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, exceptuando la de *F. quadrangularis* que, al igual que en Baleares, muestra una disminución.

Exceptuando los valores de evaluación actual y los niveles de referencia para el hábitat de ascidias solitarias y el de *S. regalis*, con valores similares en el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares, todos los demás hábitats comunes a las dos áreas presentaron valores de biomasa de las especies estructurantes mucho mayores en las Islas Baleares. Estas diferencias podrían explicarse, como ya apuntamos anteriormente, a la distinta presión pesquera que soportan ambas áreas, que es mayor en la costa del Levante de la Península Ibérica. De hecho la pesca de arrastre, mucho más desarrollada en la Península Ibérica, afecta directamente a los hábitats bentónicos a través de la fragmentación de sus componentes y de la retirada de grandes cantidades de organismos, y de forma indirecta provocando resuspensión y deposición de sedimentos sobre el bentos (Carbonell *et al.,* 1998; Bordehore *et al.,* 2003; Ordines *et al.,* 2006).

Tabla 67. **Biomasa de las especies estructurantes en los hábitats de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).**

BIOMASA DE LAS ESPECIES ESTRUCTURANTES (g/km^2)				
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides***	319555	713582	Estable
	Spongites fruticulosa	545626	771122	Estable
	Peyssonnelia rosa-marina	1075642	1770221	Estable
	***Peyssonnelia* spp.**	9872155	27397494	Estable
Fondos detríticos costeros con:	***Laminaria rodriguezii***	710517	1251442	Estable
	Halopteris filicina	609688	1442182	Estable
	Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis	1548113	3510207	Estable
	Ascidias solitarias	499806	831326	Estable
	Sinascidias	106562 (De 2007-11 sólo forma facies en 2007	106562	Sólo detectado en 2007
	Spatangus purpureus	4125666	5489483	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	201669	349153	Estable
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	293850	386598	Estable
	Con campos de *Leptometra phalangium*	446505	665246	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	25590	48010	Estable
	Funiculina quadrangularis	14768	36700	Descendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.78$)

Tabla 68. **Biomasa de las especies estructurantes en los hábitats de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.**

BIOMASA DE LAS ESPECIES ESTRUCTURANTES (g/km^2)				
HÁBITAT		**VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**	**PATRÓN DE EVOLUCIÓN**
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	***Peyssonnelia* spp.**	176283 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	176283	Sólo detectado en 2006
Fondos detríticos costeros con:	**Ascidias solitarias**	459210	815338	Estable
	Sinascidias	178131 (De 2006-10 sólo forma facies en 2007)	178131	Sólo detectado en 2007
	Spatangus purpureus	No forma facies de 2006-10	2483778	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	**Con dominancia de *Stichopus regalis***	234115	312903	Estable
	Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)	157283	529083	Estable
	Con campos de *Leptometra phalangium*	98444 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	6336347	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	***Gryphus vitreus***	No forma facies de 2006-10	30249	Sólo detectado en 2001
	Funiculina quadrangularis	16297	592957	Descendente ($p< 0.05$, $R^2= 0.31$)

2.5.2.4.3. Indicador 1.6.3: Condiciones físicas, hidrológicas y químicas.

2.5.2.4.3.1. Hábitats costeros

COMUNIDADES DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

De la información utilizada para la realización de este documento únicamente se disponen de datos relacionados con condiciones fisicoquímicas para las regiones de Cataluña y Murcia. Los datos disponibles provienen de los valores obtenidos para la Directiva Marco de Agua: concentraciones de sustancias prioritarias, sustancias preferentes y nutrientes para las distintas masas de agua evaluadas. En ambas regiones se obtuvieron concentraciones de sustancias prioritarias y preferentes que revelan un buen estado químico de las distintas masas de aguas estudiadas. Únicamente en el caso de Cataluña se realiza una valoración de calidad fisicoquímica en base al índice FAN, el cual engloba valores de distintos elementos fisicoquímicos (salinidad y condiciones relativas a nutrientes). Empleando este índice sí se detectaron calidades malas o mediocres en algunas masas de agua de esta región.

De nuevo, la valoración inicial para este indicador se encuentra limitada por la ausencia de datos para la mayor parte de la demarcación y de un protocolo homogéneo que permita una valoración global. Datos de los parámetros propuestos en la tabla 17 a lo largo de toda la demarcación, permitirían realizar una valoración global de la demarcación que no se viese afectada por la heterogeneidad de información disponible en cada región.

Hasta la fecha, se han realizado multitud de estudios en la demarcación Levantino-Balear relacionados con el seguimiento de distintos impactos en el medio marino. Es recomendable realizar una revisión de dichos trabajos y obtener la información relativa a situaciones en las que las condiciones físicas, químicas e hidrológicas de fondos blandos infralitorales se ven afectadas por presiones antrópicas. Estas presiones pueden generar una modificación de la sedimentación, la cual puede ser valorada mediante un índice semi-cuantitativo que tiene en cuenta la presencia o proximidad de elementos que pueden provocar modificación de la sedimentación y/o alteraciones hidrográficas. En base a este índice se establece que un 7% de la extensión ocupada por fondos blandos infralitorales con potencial alto de sedimentación (*Tabla 69 y figura 170*).

Tabla 69. **Superficie de fondos blandos infralitorales con potencial alto o moderado de modificación de la sedimentación.**

	Área afectada ($Km^{2)}$	***% respecto al total de fondos blandos***
Potencial alto	211.7	7.0
Potencial moderado	320.1	10.6

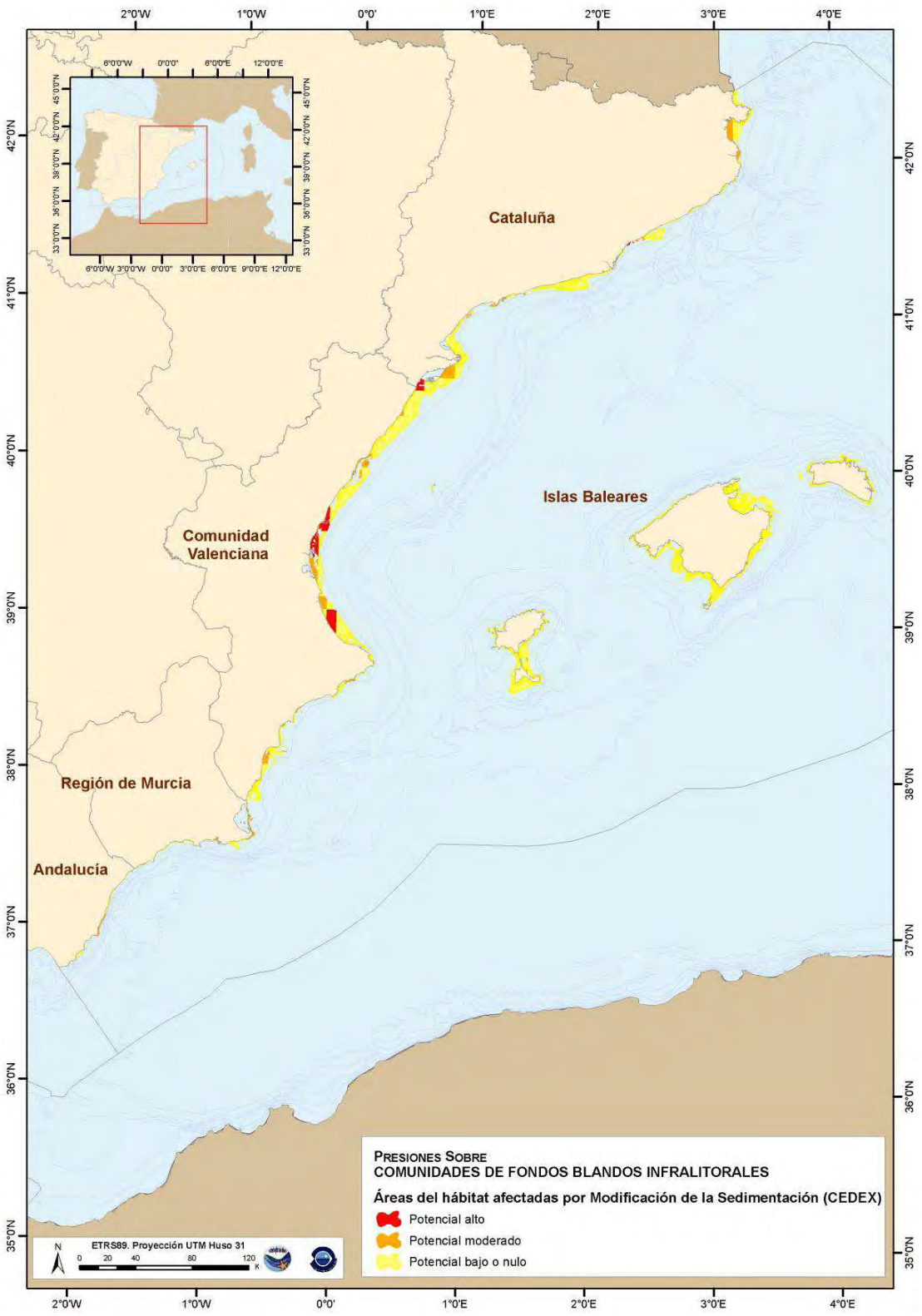


Figura 170. **Presiones sobre las comunidades de fondos blandos infralitorales.**

2.5.3. Nivel de ecosistema

2.5.3.1. Grupo funcional peces

2.5.3.1.1. Criterio 1.7: Estructura de los ecosistemas. Indicador: Talla máxima media

PLATAFORMA PENINSULAR

Este indicador ha sido calculado para cada año de muestreo desde 1994 hasta el 2010, sobre un grupo de especie fijo en cada año. Las especies que componían este grupo son las mismas especies analizadas en el descriptor 1.1, y utilizadas en otros indicadores del mismo D1.

Tabla 70. **Especies seleccionadas para el cálculo del indicador MMLF. Se incluye la talla máxima para cada especie (cm) y su abundancia media estratificada (individuos/lance) a lo largo de la serie histórica.**

Especie	Talla máxima	Abundancia
A. laterna	17	35.49
A. megalokinodon	19	15.83
A. thori	14	30.72
B. ocellaris	27	3.15
C. coelorhynchus	110	195.23
C. cuculus	37	27.27
C. lastoviza	33	20.37
C. linguatula	27	29.62
C. maculatus	18	49.1
C. rubescens	69	172.75
C.conger	191	15.5
D. annularis	23	99.39
D. quadrimaculatus	18	52.13
G. argenteus	15	1601.81
G. melastomus	68	408.97
G. niger	17	10.65
H. dactylopterus	51	253.52
H. italicus	38	15.06
L. boscii	37	13.74
L. budegassa	128	21.28
L. caudatus	164	350.2

L. cavillone	21	75.81
L. friesii	17	30.33
L. piscatorius	146	4.28
M. barbatus	36	231.87
M. merluccius	78	1529.06
M. poutassou	43	10024.2
M. surmuletus	44	34.15
N. aequalis	67	294.13
P. acarne	33	412.33
P. blennoides	89	211.22
P. bogaraveo	60	60.86
P. erythrinus	54	62.08
S. cabrilla	29	34.79
S. canicula	60	161.43
S. hepatus	18	191.38
S. maena	29	263.56
S. nigrescens	19	41.57
S. notata	22	13.52
T. draco	27	16.5
T. minutus	27	783.97
U. scaber	37	4.28
Z. faber	83	7.42

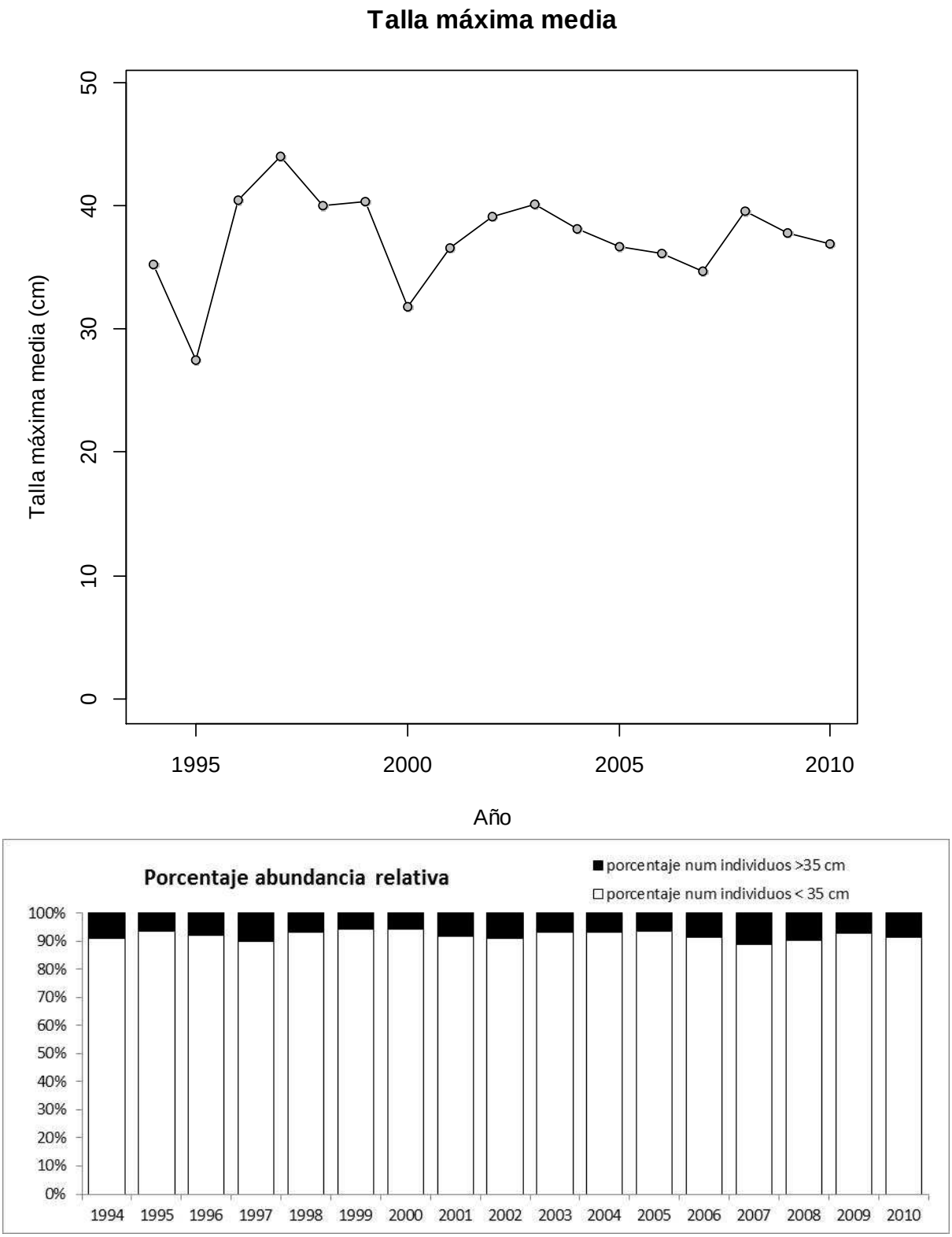


Figura 171. **Evolución temporal de la talla máxima media (arriba) y porcentajes de abundancia de tallas grandes (abajo). Demarcación Levantino-Balear (Península).**

En la *tabla 70* y la *Figura 171* se pueden observar las tendencias anuales del grupo de especies representativas.

ISLAS BALEARES

La *Tabla 71* resume las especies seleccionadas para el cálculo de este indicador junto a su talla máxima y abundancia media estandarizada (individuos/km^2) a lo largo de la serie histórica. Las especies que presentan una talla máxima más grande son *Raja clavata, Merluccius merluccius, Galeus melastomus* y *Zeus faber*, mientras que *Nezumia aequalis*, *Arnoglossus thori, Gadiculus argenteus, Glossanodon leioglossus, Coelorinchus caelorhincus* y *Arnoglossus rueppeli* son las especies con una talla máxima más pequeña. La especie más abundante a lo largo de la serie histórica fue *Glossanodon leioglossus*. La *Figura 172* muestra el comportamiento de la talla máxima media a lo largo de la serie histórica. Los valores máximos y mínimos del indicador fueron 22.6 cm en 2010 y 16.2 cm en 2011, respectivamente. El ajuste lineal no fue significativo y no se observa ninguna tendencia clara de la talla máxima media a lo largo de la serie. Se observa un periodo de valores elevados al inicio de la serie entre 2001 y 2003, seguido de uno de valores más bajos entre 2004 y 2006, para luego aumentar hasta el máximo de 2010, a lo que sigue una caída hasta el mínimo en el 2011. La proporción de peces grandes, con tallas superiores a 30 cm, a lo largo de la serie histórica (*Figura 173)* no parece estar relacionada con la evolución de la talla máxima media, por lo que las oscilaciones observadas parecen debidas a variaciones anuales en las tallas máximas o del reclutamiento de las especies estudiadas, más que a variaciones en el esfuerzo pesquero en las islas, que se mantiene estable en los últimos años.

Tabla 71. **Especies seleccionadas para el cálculo del indicador MMLF. Se incluye la talla máxima para cada especie (cm) y su abundancia media estratificada (individuos/km^2) a lo largo de la serie histórica.**

Especie	Talla máxima	Abundancia
Arnoglossus rueppelii	16	90
Arnoglossus thori	13	82
Blennius ocellaris	19	23
Coelorinchus caelorhincus	11	281
Chelidonichthys cuculus	30	484
Chelidonichthys lastoviza	27	216
Chlorophthalmus agassizi	20	424
Citharus linguatula	20	67
Gadiculus argenteus	15	2655
Galeus melastomus	69	443
Glossanodon leioglossus	15	22244
Helicolenus dactylopterus	39	135
Lepidorhombus boscii	36	73
Lepidotrigla cavillone	18	514
Merluccius merluccius	63	582
Micromesistius poutassou	36	1158
Mullus barbatus	29	228
Mullus surmuletus	32	718
Nezumia aequalis	10	73
Pagellus acarne	27	101
Pagellus erythrinus	40	90
Peristedion cataphractum	32	18
Phycis blennoides	52	190
Raja clavata	111	57
Scorpaena notata	19	82
Scorpaena scrofa	42	43
Scyliorhinus canicula	67	804
Serranus cabrilla	32	449
Serranus hepatus	20	1162
Synchiropus phaeton	25	112

Trachinus draco	35	329
Trigla lyra	49	68
Trisopterus minutus	21	338
Zeus faber	68	28

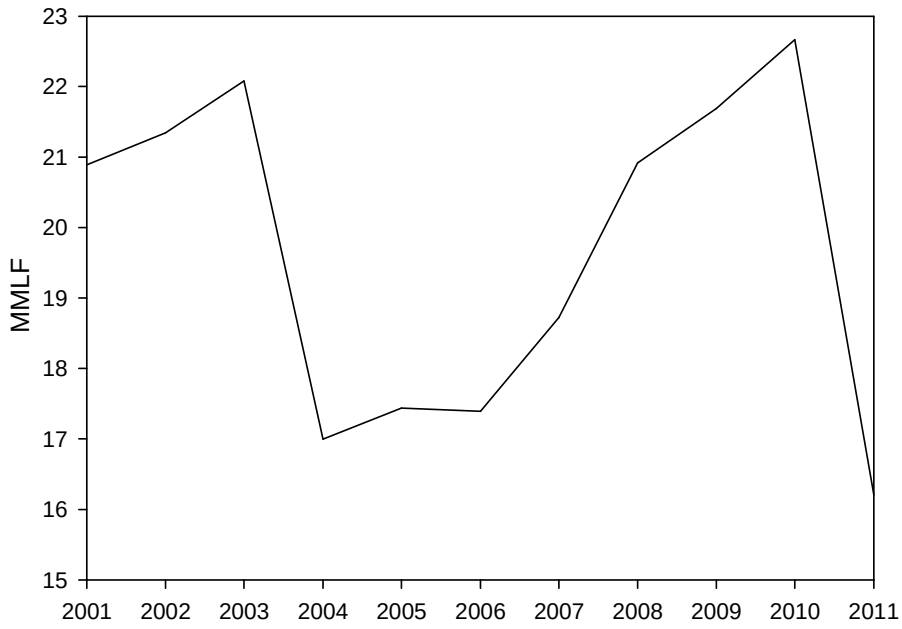


***Figura 172*. Evolución de la talla máxima media a lo largo de la serie histórica.**

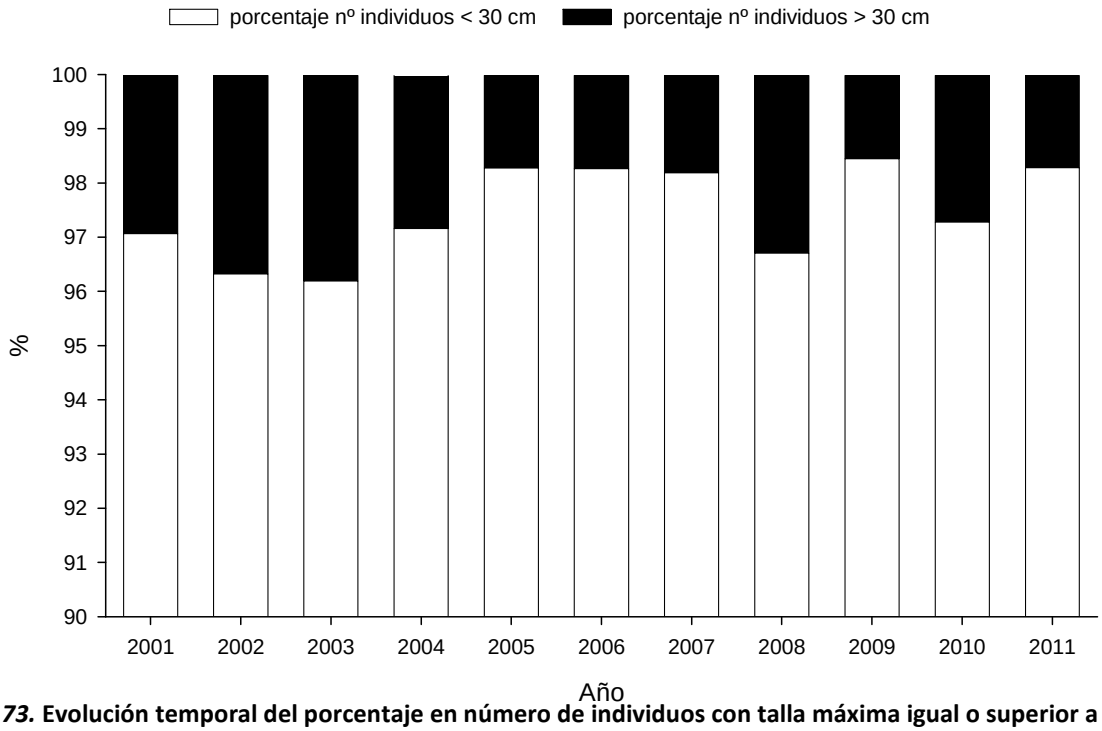


***Figura 173.* Evolución temporal del porcentaje en número de individuos con talla máxima igual o superior a 35 cm.**

2.5.3.1.2. Criterio 1.7: Estructura de los ecosistemas. Indicador: Estado de conservación de los peces (CSF)

ISLAS BALEARES

La serie histórica de valores del indicador CSFb *(Figura 174)* muestra como todos los valores, excepto 2007 y 2011, se mantienen por debajo del valor medio del periodo de referencia (media de los tres primeros años), que por definición es 1. Sin embargo, se observa una tendencia significativa al alza de los valores anuales de CSFb (R^2= 0.54; p= 0.03), indicando que a partir de 2006 la abundancia de individuos "grandes" de las especies vulnerables a la pesca se está recuperando, para tener un valor superior a 1 en 2011.

Entre las 17 especies seleccionadas es importante remarcar que ninguna de ellas ha mostrado una tendencia a la disminución de la abundancia de individuos "grandes" respecto al valor de referencia. Cinco de ellas han mostrado una tendencia significativa al alza, *Chelidonichthys cuculus* (R^2= 0.57, p< 0.05), *Lepidorhombus boscii* (R^2= 0.64, p< 0.05), *Serranus cabrilla* (R^2= 0.71, p< 0.01), *Trachinus draco* (R^2= 0.52, p< 0.05) y *Trigla lyra* (R^2= 0.68, p< 0.05), con valores por encima de 1 en los últimos años, mientras que la abundancia de individuos "grandes" de *Mullus sumuletus*, *Raja clavata*, *Scorpaena scrofa* y *Scyliorhinus canicula* también parecen estar aumentando respecto al valor de referencia, aunque no de forma significativa, llegando a superarlo para la mayoría de años posteriores a 2006 (Figura 175). Como contrapunto, pero sin mostrar una tendencia significativa, están *Galeus melastomus*, *Merluccius merluccius* y *Phycis blennoides*, con valores de abundancia de individuos "grandes" situados siempre por debajo de los de referencia.

Para intentar explicar estos resultados, se ha representado la serie histórica de esfuerzo pesquero de la flota de arrastre en Mallorca en cuatro estratos batimétricos (plataforma costera, plataforma profunda, talud superior y talud medio), a partir de la información recogida en el marco del "Programa nacional de recopilación, gestión y uso de los datos del sector pesquero" de la Comisión Europea (*Data Collection Framework*, DCF, Reglamento Nº199/2008 del Consejo de 25 de febrero de 2008), y utilizando la metodología para la segmentación del esfuerzo pesquero aplicada en Palmer *et al.* (2009), así como el número de barcos de arrastre con puerto base en Mallorca y Menorca, y por tanto que han faenado en los caladeros de la zona muestreada en las campañas MEDITS, durante el periodo de tiempo analizado. Esta información se ha obtenido a partir de las hojas de venta diarias de las embarcaciones de arrastre de Mallorca y el censo de la flota pesquera en las Islas Baleares. En la *Figura 176* puede verse como el número de barcos en la zona de Mallorca ha disminuido un 24% durante el período 2000-2010, pasando de 42 a 32 barcos de arrastre, mientras que en Menorca la reducción fue de un sólo barco, en 2002. En cualquier caso, la reducción progresiva del número de barcos experimentada en Mallorca, isla que acumula el grueso de la flota de arrastre en el área de muestreo, ha supuesto que en 2010 hubiera una reducción respecto a la media de 2000-2002 del 22, 52 y 25 % en el número de días de pesca totales (sumando los días de todos los barcos) en los estratos de 50-100, 200-500 y >500 m, respectivamente, mientras que el estrato 100-200 se ha mantenido estable *(Figura 177).* Debe destacarse también que el esfuerzo pesquero en el talud medio equivale aproximadamente a la suma de todo el esfuerzo pesquero que se lleva a cabo sobre el resto de estratos, y que esto es así para toda la serie. Aunque la reducción del número de barcos de arrastre en las Islas Baleares lleva

dándose desde 1977, año en que había 70 barcos faenando, la reducción ha ido acompañada de un aumento de la potencia de los barcos que quedaban en activo, por lo que no es fácil estimar la reducción real del esfuerzo pesquero. De hecho la disminución del número de embarcaciones iba acompañada de un aumento de la potencia total de esta flota, dato que sólo se ha mantenido estable para la última década (Quetglas *et al.,* en evaluación).

Aún así, los efectos de la disminución en la última década parecen hacerse ya visibles en determinadas especies. Sobre todo aquellas típicamente de plataforma costera (*S. scrofa*, *S. cabrilla*, *T.draco* y *M. surmuletus*) y otras que habitan tanto la plataforma como el talud superior (*C. cuculus*, *L. boscii*, *T. lyra*, *R. clavata* y *S. canicula*). Por el contrario, ninguna de las dos especies típicas del talud (*G. melastomus* y *P. blennoides*), estrato batimétrico que pese a la reducción de la flota sigue concentrando la mayor parte del esfuerzo pesquero de arrastre en las Islas Baleares, muestran signos de recuperación y se mantienen por debajo de los valores de referencia.

En cualquier caso la aplicación del CSFb parece ser un indicador útil para la monitorización del comportamiento de la comunidad de peces "grandes" de las especies vulnerables en la zona de las Islas Baleares, haciéndose aconsejable su seguimiento para confirmar, con series de datos más largas, su aparentemente alta sensibilidad al esfuerzo pesquero.

Como conclusión puede decirse el CSFb indica que la comunidad de peces vulnerables a la pesca de las Islas Baleares empezó una recuperación a mediados de la década pasada, en coincidencia con una reducción del esfuerzo pesquero de la pesca de arrastre, y que por tanto tiende al BEA. Esta recuperación se basa en las especies de plataforma y talud superior, donde el esfuerzo pesquero es mucho menor que en el talud medio.

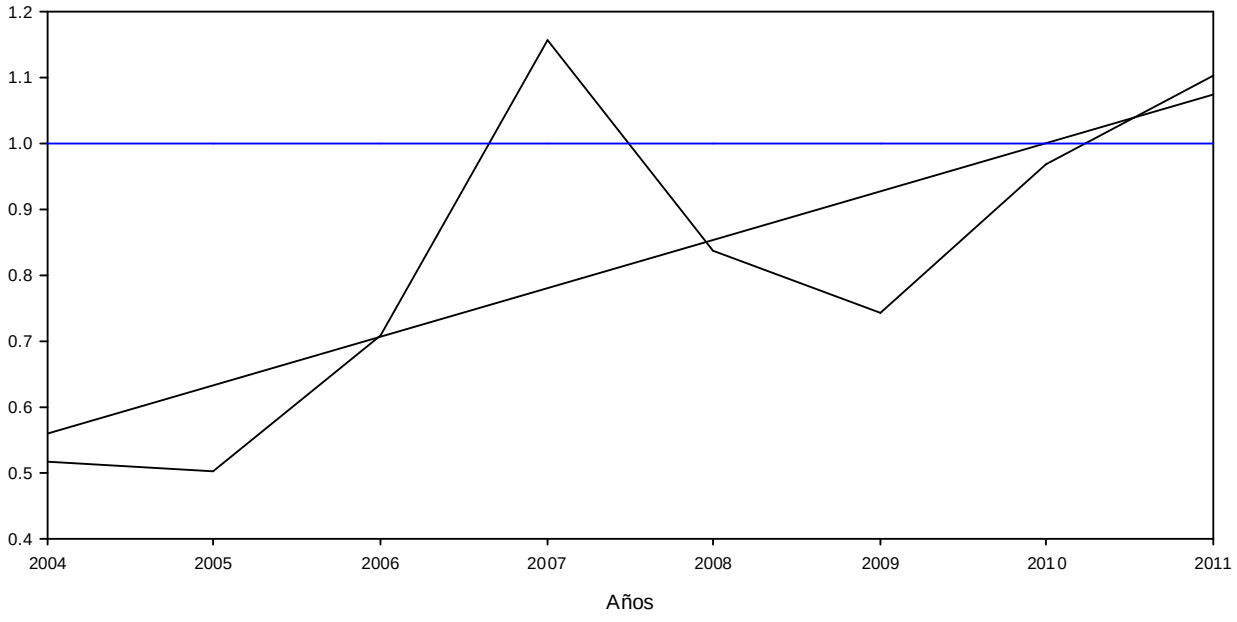


***Figura 174*. Representación de la evolución del indicador CSFb a lo largo de la serie histórica de datos. 2001-2003 fueron utilizados para obtener el valor de referencia.**

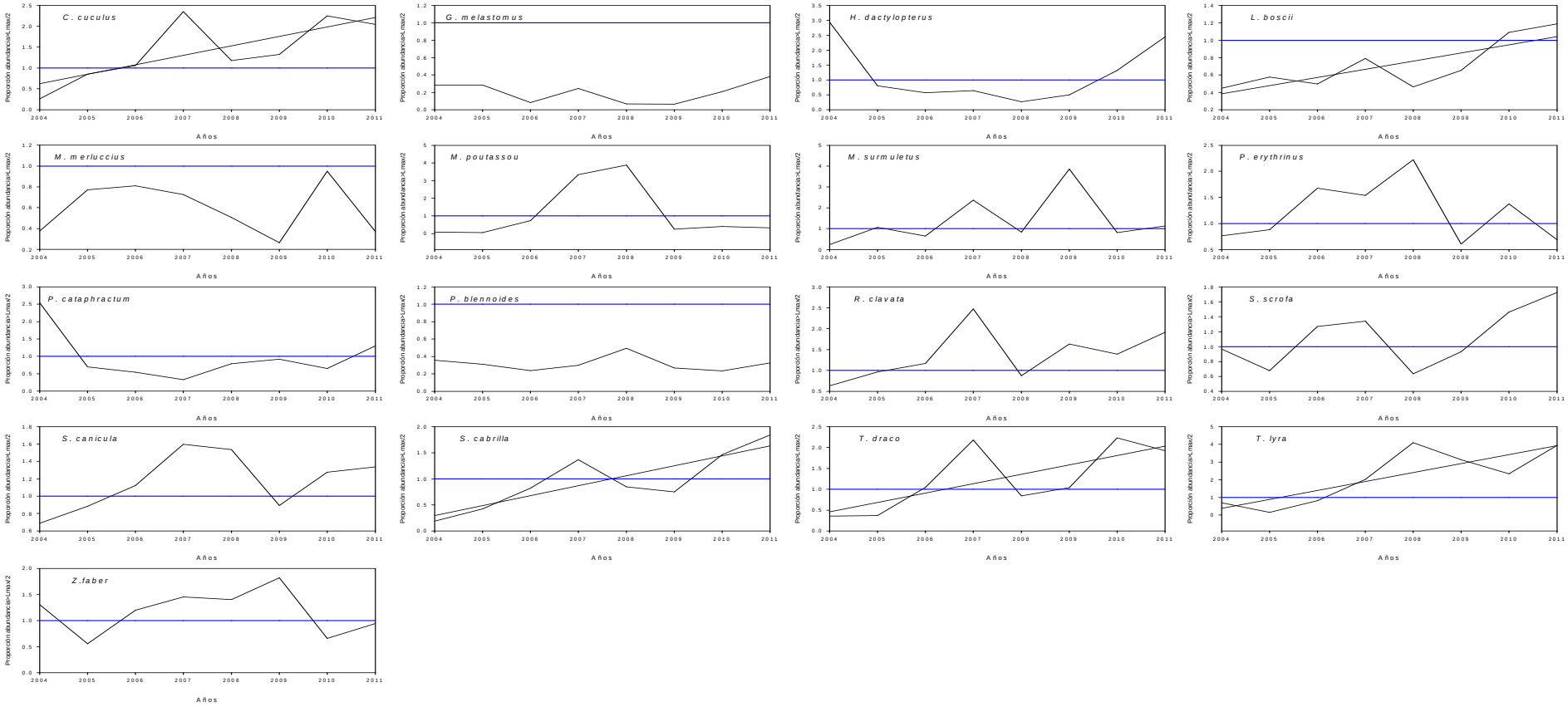


Figura 175. **Proporción de de individuos "grandes" (con TL>0.5Lmax) respecto al promedio de los tres primeros años de la serie histórica (2001-2003). La línea azul representa este promedio (1). También se presentan las rectas de regresión para aquellas especies con pendiente significativa.**

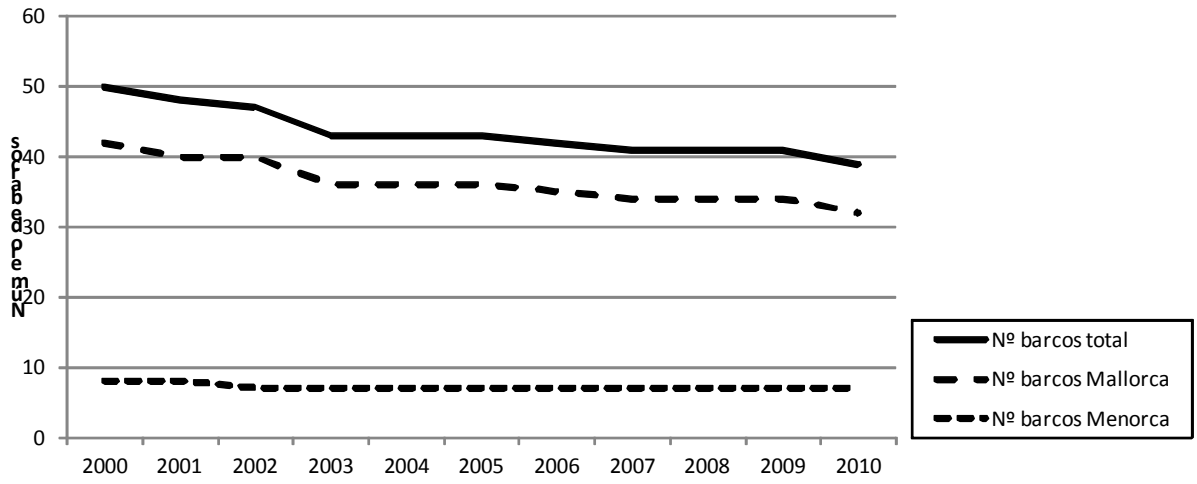


Figura 176. **Número de embarcaciones de arrastre en Mallorca y Menorca a lo largo del período 2000-2010.**

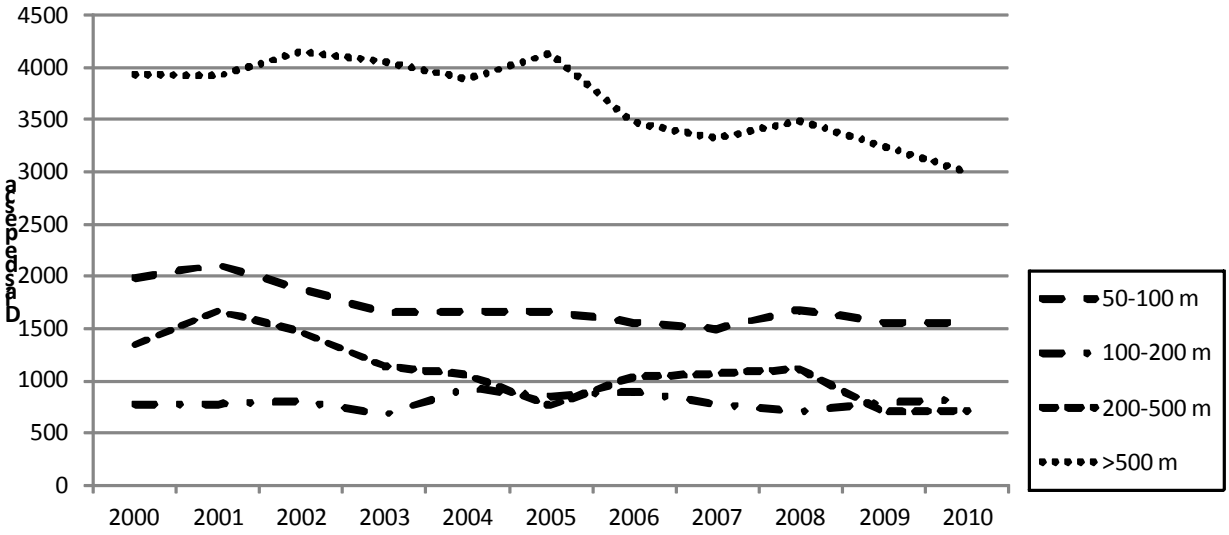


Figura 177. **Esfuerzo de la pesca de arrastre por estrato batimétrico en Mallorca a lo largo del período 2000-2010. Los días de pesca equivalen sumatorio de días de pesca del total de embarcaciones.**

2.6. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento

2.6.1. Nivel de especies

Enumeramos a continuación las acciones necesarias para subsanar las lagunas de información existentes.

Campañas de recopilación de datos de varamientos y capturas accidentales de tortugas junto con incorporación institucional de las observaciones en las campañas en marcha.

La creación de un protocolo a seguir por parte de todos los organismos y entidades responsables de la toma de datos en los varamientos de modo que se pueda crear una red a lo largo de toda la costa española con datos que puedan ser analizados conjuntamente.

Campañas de observación en buques comerciales y de marcado de tortugas marinas para poder realizar estimas relativas de abundancia de estas especies, así como llegar a un mejor conocimiento de su ecología en aguas españolas.

La información para evaluar la situación actual de las poblaciones, en base a los criterios apropiados (área de distribución, pautas, tamaño de la población, parámetros biológicos), es escasa en general, aunque puntualmente existen más datos sobre algunas especies, y está limitada a determinadas áreas y periodos. La información sobre las presiones es más abundante, si bien en la mayoría de los casos, es insuficiente o inadecuada para evaluar sus consecuencias a nivel poblacional.

Al desconocimiento del estado actual se añade la indeterminación de los niveles de referencia o de base, debida igualmente a la ausencia de información sobre la situación previa de las poblaciones.

Para completar esta lagunas de conocimiento es necesario llevar a cabo programas de investigación sobre el estado de las poblaciones y programas de seguimiento de las presiones con las metodologías más fiables y aceptadas internacionalmente. Por las características de las poblaciones, es imperativo que dichos programas se hagan en coordinación con los de los países vecinos, con los cuales compartimos el área de distribución de numerosas especies. En el caso de las capturas accidentales deberían ponerse en marcha las acciones correspondientes, ya contempladas en la legislación comunitaria vigente. Igualmente deberían llevarse a cabo una monitorización de otras medidas tomadas para mitigar otros impactos, como las colisiones.

Las lagunas relativas a los grupos funcionales de aves y mamíferos marinos vienen reflejadas en los documentos específicos sobre estos componentes de la diversidad.

2.6.2. Nivel de hábitat

La falta de conocimiento científico básico de nuestros ecosistemas marinos es la principal laguna de conocimiento que limita la aplicación de la DMEM en ésta y otras demarcaciones españolas. Carecemos de un conocimiento completo de la distribución y extensión de nuestros hábitats marinos y la información disponible es a menudo poco precisa e incluso redundante; conocemos muy poco de su funcionamiento, sus respuestas a las perturbaciones y el alcance de

las presiones de la actividad humana, aspectos fundamentales para determinar su estado actual y BEA. Casi todo nuestro conocimiento se concentra en la plataforma continental debido a que es la zona de máxima interacción con la población humana, pero ésta solo representa el 11% de los 231.294 km^2 que cubre la demarcación levantino-balear. En etapas futuras de la implantación de la estrategia marina la colaboración con otras instituciones reducirá probablemente la incertidumbre en estas materias, pero las deficiencias seguirán siendo enormes y subsanarlas (al menos en parte) requerirá los próximos años una importante inversión en investigación científica y técnica centrada en los ecosistemas marinos. Determinar qué tenemos exactamente y qué nos falta es, por tanto, un ejercicio fundamental derivado de esta primera evaluación en el marco de la DMEM. A continuación se comentan con algo más de detalle estas deficiencias, la mayor parte de las cuales ya han sido tratadas a lo largo de los diferentes apartados de este documento,

a) Cartografías bionómicas

Las cartografías bionómicas de las comunidades bentónicas son la fuente de información básica para dar respuesta principalmente a los indicadores del criterio 1.4 (distribución del hábitat, indicadores de rango y patrón de distribución) y 1.5 (indicador de extensión del hábitat), es decir representan una parte fundamental para la evaluación del descriptor 1 de las Estrategias Marinas. Como se ha mostrado en los apartados correspondientes, la información bionómica disponible de los hábitats bentónicos costeros hasta 30-40 m es muy abundante y esto se debe a:

a) es una información altamente demandada por las diferentes administraciones para la planificación espacial de la actividad humana y la conservación de la biodiversidad,

b) es el ámbito de aplicación de las Directivas Comunitarias anteriores relacionadas con la conservación de la biodiversidad marina (Directiva de Hábitat y Directiva Marco del Agua) y

c) es la franja batimétrica de más fácil acceso para todas las técnicas de cartografía bionómica (acústica, video y buceo).

Compilar y unificar toda esta información cartográfica para dar respuesta a las demandas de la DMEM en esta primera evaluación ha sido una tarea ardua y de la que tan solo ha sido posible una primera aproximación. En síntesis, existe una gran heterogeneidad en la cantidad y calidad de la información bionómica entre regiones de la demarcación, hay regiones todavía sin cartografía bionómica (al menos completa) y en algunas regiones hay incluso duplicidad de información bionómica creada por diferentes administraciones y con criterios diferentes. La precisión cartográfica es también desigual entre hábitats y la distribución de las comunidades en la zona costera hasta 30-40 metros se encuentra normalmente mejor definida que las que se encuentran a mayor profundidad (30-100 m: comunidades de maërl, fondos blandos y roca profunda). Unos pocos hábitat infralitorales y circalitorales, como las praderas marinas o las comunidades de roca asociadas a la línea de costa, han recibido una atención desproporcionadamente mayor que el resto (fondos blandos, comunidades de afloramientos rocosos de plataforma y el *maërl*), y aún así el conocimiento de los primeros sigue siendo incompleto y sujeto a numerosas imprecisiones que han limitado considerablemente alcanzar una evaluación basada en descriptores de distribución y extensión. Por tanto, la información disponible ha sido útil para realizar un primer análisis general de la situación actual, pero no es adecuada ni suficiente para evaluar cuantitativamente el estado actual de la distribución y extensión de los hábitats con rigor y precisión y definir su estado actual.

A partir de los 30-40 metros de profundidad, la información disponible es mucho menor y ello implica que las zonas profundas requerirán especial atención en los próximos años. En estas zonas más profundas, la mayor parte de la información a nivel de hábitat se ha obtenido mediante métodos acústicos, fundamentalmente mediante sónar multihaz. Estas técnicas identifican básicamente lo que llaman "calidad de fondo", es decir, diferencia entre tipos de sustrato geológico, pero no sirve para diferenciar tipos biológicos y por tanto no es adecuada para la identificación y cartografiado de hábitat. Estas profundidades limitan el muestreo de las comunidades mediante buceo, por lo que es necesario complementar las técnicas anteriores con otras que permitan la observación/caracterización del hábitat y su comunidad asociada (vídeo, ROV y toma de muestras mediante dragas). La combinación de estas técnicas directas e indirectas puede emplearse para calibrar las relaciones entre los tipos de comunidades bentónicas y las características del tipo de fondo para la obtención de "modelos de hábitat", aproximación que ha mostrado ser útil y adecuada para este tipo de hábitat profundos y que en Europa se lleva trabajando desde hace ya un tiempo (p.e. proyecto EuSeaMap). En este sentido sería necesario coordinar los trabajos de caracterización de fondos que lleva a cabo el Estado Español (p.e. proyecto SPACE de la Secretaría General del Mar) con los programas de toma de muestras de estos hábitat profundos, como los que se realizan cada año por el IEO (campañas de prospección pesquera con artes de arrastre, IEO-MEDITS) y que precisamente han sido empleados en esta evaluación para responder a varios de los descriptores. Aún así, estos trabajos siguen siendo insuficientes en su forma actual para dar respuesta a las cuestiones planteadas y deberán ser revisados y completados para cubrir nuevos ámbitos y objetivos.

A pesar de este desconocimiento de los tipos de hábitat profundos, su distribución y extensión, las presiones antrópicas han sido deliberadamente desviadas hacia las zonas más profundas en estas últimas décadas. En la demarcación Levantino-Balear, los impactos de la pesca de arrastre, los emisarios de aguas residuales urbanas, los vertidos de las plantas desalinizadoras y las granjas de acuicultura tienden a ser desplazados hacia mayores profundidades para evitar el impacto sobre las praderas de *P. oceanica* y los hábitat costeros a raíz de la inclusión de este hábitat en el Anexo I de la Directiva de Hábitat a principios de los 90 del pasado siglo; así, la presión sobre estos hábitat profundos no solo no ha disminuido en la medida que lo han hecho en la zona costera, sino que ha aumentado considerablemente. Comunidades vulnerables de hábitat profundos, claves para el mantenimiento de la biodiversidad en la demarcación Levantino-Balear, como el maërl y el coralígeno (y otras comunidades de roca circalitoral) se encuentran actualmente mucho más amenazados por las presiones antes mencionadas. Por tanto es urgente primero localizar y caracterizar estas comunidades para completar su evaluación inicial y determinar su BEA y objetivos ambientales para conseguirlo.

De lo anterior se desprende la necesidad de crear un grupo de expertos en clasificación y caracterización de hábitat que cubra los siguientes aspectos: 1) catálogo nacional de hábitats marinos (ya existente), 2) catalogación y análisis de la información cartográfica existente y 3) elaboración de un proyecto SIG de hábitat marino. Esto permitiría una mayor homogenización de la información disponible, generada desde muy diversos criterios técnicos y objetivos, su mayor acceso por los diferentes usuarios finales, poner en evidencia las necesidades para completar la información cartográfica y evitar duplicidades (y, por tanto, gastos innecesarios). En efecto, este grupo de trabajo debe identificar las zonas de la demarcación cuya bionomía necesita ser mejorada, completada o repetida, o aquellas comunidades/facies y asociaciones que han sido incluidas ("absorbidas") por tipos de hábitat más amplios, pero que por diversas

razones requieren especial atención para su mejor definición, así como para determinar su distribución y extensión actual, como las comunidades de fondos blandos infralitorales y circalitorales.

b) Presiones antrópicas

Uno de los retos científicos más importantes en los próximos años para poder establecer el Buen Estado Ambiental (BEA) de los hábitats y grupos funcionales, y la cantidad de desviación admisible inducida por una presión antrópica, será determinar las relaciones entre la sensibilidad de los hábitats y las presiones acumuladas que actúan sobre ellos. Para la Estrategia Marina el BEA de determinado grupo funcional/hábitat es un conjunto de características biológicas y ecológicas que están *en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas*, admitiendo dentro de esta categoría cierto grado de desviación de dichas condiciones causada por las presiones antrópicas sin que esto cause una pérdida significativa de la estructura y función del hábitat, comunidad o población. De aquí emanan dos cuestiones inmediatas: 1) necesitamos conocer los umbrales de respuesta/tolerancia de cada especie/hábitat a cada presión-impacto y 2) hay que establecer que se entiende por "pérdida significativa" en cada caso. Este tipo de aspectos más funcionales de los ecosistemas amrinos es precisamente de lo que menos conocimiento científico se tiene. En las últimas décadas se ha producido cierto avance en este tipo de conocimiento gracias a la actividad de los grupos de investigación que trabajan actualmente en biología y ecología marina en la demarcación levantino-balear, pero dicho conocimiento se limita a unos pocos hábitat y comunidades marinos (particularmente los costeros), y condiciones y localidades concretas. Por tanto, como ya se ha insistido antes, esta limitación del conocimiento de nuestros ecosistemas marinos es lo que hace que en esta y otras demarcaciones, la definición de BEA y otras cuestiones básicas no solo sea un concepto difícil de establecer sino que llega a ser incluso algo abstracto y subjetivo ya que el "buen estado" de un ecosistema hoy es en muchos sitios "el menos malo".

La información sobre presiones e impactos en la demarcación levantino-balear es también abundante, pero como en el caso de los hábitat, fragmentada y generada con criterios y objetivos diferentes. Junto con el punto anterior y la disponibilidad de cartografías bionómicas más precisas, la localización y caracterización de los impactos es un aspecto clave a tener en cuenta en esta evaluación ya que tanto la evaluación del estado actual de los hábitats, el BEA y los objetivos ambientales se basan en buena medida en una aproximación basada en presiones. Existe trabajo ya realizado a nivel de la Directiva Marco de Agua sobre las presiones relacionadas con la calidad del agua y dentro de las masas de agua hasta 1 milla de la costa. La DMEM requiere un análisis a mayor escala espacial y considerando todos los tipos de impacto, no solo los relativos a la calidad del agua. En esta evaluación se ha realizado una primera aproximación al análisis de impactos en la demarcación levantino-balear y su interacción con los hábitat (ver documento específico realizado por el CEDEX para esta evaluación), pero es necesario hacer un análisis más preciso, a las escalas adecuadas, que de una idea más objetiva de la situación actual. Este nuevo análisis debe integrar la información ya generada en otras directivas y programas, así como estudios de impacto ambiental, y tratar de cuantificar otras presiones sobre las que no existe información, como las relacionadas con la actividad pesquera en las zonas más costeras (los datos de VMS solo se refieren a embarcaciones de gran eslora que faenan alejadas de la zona costera) o, a escala mucho más local, el fondeo no regulado. Un ejercicio práctico. Un catálogo oficial de impactos y presiones, que pudiera ser actualizado "on

line" por las diferentes administraciones responsables de la concesión de los permisos administrativos y ambientales, sería una herramienta útil para la gestión y también para determinar su interacción con los hábitat (cartografías bionómicas).

C) Programas de seguimiento

Los programas de seguimiento dirigidos a determinar el estado y evolución de los hábitat marinos bentónicos, bien desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad como de la gestión de recursos, son una pieza clave y fundamental para la evaluación del estado inicial del descriptor, estado de los indicadores (criterios 1.4, 1.5 y 1.6), definición de niveles de referencia y tendencias del hábitat hacia dichos niveles (y, por tanto, para evaluar el cumplimiento de objetivos ambientales).

No obstante, como ya se ha comentado a lo largo del documento (p.e. apartado 1.2), estos programas de seguimiento sistemáticos a largo plazo son muy escasos a nivel de hábitat de la demarcación Levantino-Balear e insuficientes para alcanzar una evaluación global, incluso en los muy escasos hábitat en los que se invierten mayores esfuerzos como *Posidonia oceanica*. El problema principal es la disparidad de criterios y objetivos de los programas, algunos comparten métodos pero no sus diseños de muestreo, etc. Se comenta brevemente a continuación la situación al respecto en los diferentes tipos de hábitat en la zona costera:

Roca medio, infralitoral y circalitoral: la DMA incluye entre sus indicadores de calidad del agua las comunidades de macroalgas de roca en el infralitoral superior y en las reservas marinas existe cierto trabajo de seguimiento de comunidades de coralígeno con poblaciones de gorgonias por su vulnerabilidad, no solo al deterioro de la calidad del agua sino también a los efectos del calentamiento global. Estos últimos se realizan en el marco de proyectos de investigación y no por cumplimiento de convenios o directivas específicas. No existen seguimientos específicos, sistemáticos y continuados de otros elementos vulnerables y amenazados de este hábitat como, por ejemplo, las plataformas mediolitorales de *Dendropoma paetreum* o *Lithophyllum byssoides* o las comunidades infra y circalitorales de *Cystoseira* spp, entre otras. Apenas se tienen datos de comunidades de roca circalitoral no asociada a la linea de costa, es decir, las presentes en afloramientos rocosos de plataforma.

Fondos blandos infra y circalitorales: La DMA incluye indicadores basados en invertebrados bentónicos de fondos blandos infralitorales, aunque no está clara la definición del tipo de comunidad de fondos blandos sobre la que se actúa y se refiere a las masas de agua definidas por esta directiva. En algunas CCAAs se realizan seguimientos del impacto de vertidos (aguas residuales urbanas, desalinizadoras, etc.) pero solo algunos datos de alguna región han estado disponibles en esta evaluación inicial. No obstante, estos últimos están diseñados para determinar el alcance de los impactos no para hacer una evaluación global de los fondos blandos de la CCAA. Los muestreos anuales que realiza el IEO mediante campañas de arrastre aportan series temporales de la composición, estado y distribución de los hábitat bentónicos de fondos blandos circalitorales profundos, pero el diseño de este programa debería revisarse y adaptarse a las necesidades de la DMEM. Para mejorar y optimizar los diseños de estos programas es fundamental una mejor definición de comunidades de fondos blandos y cierto conocimiento previo de su distribución espacial el cual ya se puede obtener parcialmente mediante una revisión exhaustiva de trabajos ya realizados por distintas administraciones. Las comunidades de fondos blandos infra y circalitorales son los que ocupan la mayor extensión de superficie de plataforma de la demarcación levantino-balear (67% de los fondos entre 0 y 50 m

de la demarcación levantino-balear; apartado 2.5.2.3.1.1) y por tanto requiere un trabajo especial de optimización y coordinación de muestreos para cubrir la mayor extensión del hábitat y que sea viable logística y económicamente.

Praderas de angiospermas marinas: existen redes de seguimiento de *P. oceanica* en todas las CCAAs, aunque en las más recientes la serie temporal es todavía insuficiente para determinar las tendencias actuales del hábitat. Como ya se explicó en los apartados correspondientes, estas redes tienen diferente origen y objetivos y sus series temporales cubren áreas y periodos diferentes (y en buena medida complementarios): a) las redes de seguimiento inscritas en la Red Nacional POSIMED (www.posimed.org), la mayoría financiadas por el interés de conocer el estado y evolución de este hábitat desde el punto de vista pesquero (Cataluña, Baleares y Murcia), aunque también por Directiva de Hábitat (Comunidad Valenciana y Andalucía), b) seguimiento de *P. oceanica* de la DMA, diseñado para detectar la influencia de presiones antrópicas en la calidad de las aguas costeras, c) seguimiento de *P. oceanica* en algunas áreas marinas protegidas (p.e. Islas Medas, Cabo de San Antonio y Sierra Gelada y Cabo de Palos-Islas Hormigas) y d) proyectos de investigación. La coordinación de estos programas de seguimiento para dar respuesta a las demandas de la DMEM permitiría consolidar una de las mayores redes de seguimiento a largo plazo de un hábitat marino del estado español (teniendo en cuenta también las praderas de la demarcación de Alborán). No existen seguimientos sistemáticos de las praderas de las otras especies de angiospermas marinas.

Lagunas costeras: existe muy abundante información en las dos principales zonas en las que este hábitat se considera bien representado, el Mar Menor y las bahías de Els Afacs y El Fangal del Delta del Ebro. Esta información se enfoca principalmente a la adquisición de conocimiento científico, pero también existen programas de seguimiento sistemático relacionados con la DMA u otros programas de las CCAAs. En estos hábitat se debe prestar especial atención a las praderas de angiospermas marinas de *Cymodocea nodosa*, comunidad especialmente vulnerable y amenazada por el muy elevado grado de presión antrópica que caracteriza este tipo de hábitat. En esta línea se ha desarrollado un nuevo índice para determinar el estado ecológico de estas praderas en este tipo de ambientes (CYMOX, Pérez et al. en prensa), con el que ya se han obtenido algunos resultados en las lagunas del Delta del Ebro y que deberá continuarse su aplicación en el Mar Menor.

Necesidades básicas y de Investigación, Conservación y Seguimiento a nivel de los hábitats bentónicos en la demarcación Levantino-Balear

De lo anterior y el trabajo realizado en esta evaluación se derivan una serie de líneas básicas más específicas relacionadas con la investigación científica, la conservación y el seguimiento a largo plazo, cuyo dsesarrollo a corto, medio y largo plazo, que se exponen a continuación. Su desarrollo es necesario para completar esta evaluación inicial y determinar el BEA de los hábitats bentónicos de cada región de la demarcación, así como para definir los objetivos y medidas que serán necesarios para alcanzar el BEA.

- **Evitar una pérdida adicional de hábitat de praderas submarinas de *P. oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Ruppia spp*. Mantener el estado y tendencia de sus poblaciones (praderas) dentro de los rangos de variación espacio-temporal característicos de zonas marinas protegidas o poco o nada alterados por la influencia de la presión antrópica.** Para ello urge determinar previamente de forma más precisa su distribución y extensión actual y el estado y tendencia de sus poblaciones en estas zonas protegidas y/o no alteradas. Existe

información detallada para alguna región de la demarcación levantino-balear, pero este conocimiento debe ser completado en el resto de zonas, teniendo en cuenta las variaciones regionales y la influencia de procesos de cambio global como el cambio climático. La consecución de este objetivo está también condicionado al desarrollo y aplicación de los objetivos de presión y operacionales relativos a este hábitat expuestos a continuación.

Respecto a este objetivo y a este hábitat en particular es necesario matizar:

a) la mayor parte de la superficie de praderas marinas perdidas en las últimas décadas es prácticamente irrecuperable debido a su elevada extensión, la muy baja resiliencia de este hábitat y a la transformación prácticamente irreversible de las condiciones ambientales una vez que este hábitat ha desaparecido.

b) La aplicación de técnicas de restauración del hábitat perdido o alterado, mediante métodos de transplante, replante o plantación, es inviable por las razones antes apuntadas, por su baja fiabilidad y su elevado coste.

Por estas razones no es realista esperar la recuperación de la extensión de las praderas marinas hasta sus niveles de referencia hace una serie de décadas (antes del desarrollo costero a nivel industrial) y los esfuerzos deben centrarse en mantener su distribución y extensión actual. No obstante si es realista esperar una estabilización e incluso mejora del estado y tendencias de sus poblaciones hacia esos valores de referencia, como se ha observado en praderas sujetas a algún tipo de medida de gestión y cuya evolución a largo plazo ha podido ser determinada en los programas de seguimiento existente.

- **Mantener la superficie actual de hábitat de roca infralitoral.** Debido a la baja representatividad de este tipo de hábitat en la zona costera de la demarcación Levantino-Balear (respecto a la dominancia de praderas y fondos blandos), y el elevado valor ecológico y singularidad de las comunidades que se instalan en él y sus especies típicas, es necesario mantener la superficie de este hábitat. Para ello se requiere un conocimiento preciso de la distribución de este hábitat a escalas bastante detalladas, especialmente de los afloramientos rocosos no asociados a la línea de costa de los que apenas se conoce su existencia.

- **Mantener los tipos de comunidades, asociaciones y facies, su representatividad y composición específica, presentes en los hábitat rocosos infralitorales**, de acuerdo con las características ambientales y biológicas propias de cada región de la demarcación levantino balear y de las variaciones locales dentro de cada región. Para ello se requiere un catálogo preciso y completo de las diferentes comunidades, sus asociaciones y facies, y un conocimiento preciso de su distribución y composición en cada región y localidad.

- **Reducir/Eliminar las presiones antrópicas que amenazan la distribución, extensión y condición de los siguientes hábitats vulnerables** (en base a su rareza, biodiversidad, sensibilidad a impactos y grado de resiliencia):

  - Comunidades de algas rojas coralináceas concreccionadoras o *maërl*
  - Comunidades de roca infralitoral y circalitoral con dominancia de fucales
  - Comunidad de circalitoral rocoso con dominancia animal
  - Comunidad de coralígeno con y sin gorgonias
  - Terrazas mediolitorales de *Lithophyllum byssoides*

- Terrazas mediolitorales de *Dendropoma paetreum*
- Comunidades de cuevas submarinas
- Praderas de angiospermas marinas (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Ruppia cirrhosa*).
- Planícies hipersalinas de zonas inundables con comunidades mediolitorales de *C. nodosa*.

Las principales presiones sobre las que hay que actuar (reducir, regular, eliminar, etc.) para permitir a estos hábitat alcanzar el BEA son principalmente la pesca de arrastre, la contaminación, las infraestructuras costeras y los dragados, y en menor medida, la frecuentación, el fondeo no regulado y otros.

- **Eliminar la influencia directa e indirecta del impacto de la pesca de arrastre ilegal sobre los hábitat de de angiospermas marinas y otros hábitat vulnerables infra y circalitorales (maërl y coralígeno).** La principal presión responsable de la pérdida de extensión de hábitat de pradera de *P. oceanica* en las últimas décadas es la pesca de arrastre ilegal, es decir, la que se practica a menos de 50 metros. La implantación de planes de acondicionamiento costero por las autoridades pesqueras durante las últimas décadas ha paliado el impacto de esta actividad sobre éste y otros hábitats marinos costeros vulnerables, gracias a la protección de áreas marinas con la instalación de arrecifes artificiales y la declaración de reservas marinas. Pero la efectividad de estas medidas de protección no es total debido a que no todas las áreas de pradera se encuentran protegidas, las embarcaciones de arrastre de menor eslora son capaces de faenar dentro de los campos recifales y la vigilancia en el mar es muy deficiente. Por otro lado otros hábitats especialmente vulnerables al impacto de la pesca de arrastre como el maërl y el coralígeno deben ser protegidos de esta actividad y, teniendo en cuenta su distribución batimétrica, deberá al menos estudiarse la posibilidad de aumentar la cota límite de profundidad actual de 50 m a mayor profundidad (p.e. 100 m). La consecución de este objetivo es también necesaria para alcanzar el BEA del descriptor 6 (integridad del fondo marino).

- **Reducir y evitar la influencia del deterioro de la calidad del agua de las aguas costeras causado por todo tipo de vertidos industriales, urbanos y acuícolas sobre los hábitats de angiospermas marinas y otros hábitats costeros vulnerables.** El empeoramiento de la calidad de las aguas por el vertido de aguas residuales urbanas e industriales, y en menor medida de la acuicultura, es una de las presiones más importantes sobre todo tipo de hábitat costero, especialmente sobre hábitat/comunidades sensibles a este tipo de presión antrópica como las praderas de angiospermas marinas, comunidades de algas pardas infra y circalitorales (*Cystoseira spp*) las comunidades de *maërl* y las comunidades de coralígeno, así como algunos elementos particularmente vulnerables de la zona mediolitoral como las plataformas de vermétidos (*Dendropoma paetreum*) en la zona del Levante o las terrazas del alga coralinacea *Lithophyllum byssoides* en la costa catalana. Los objetivos de la Directiva Marco de Agua (DMA) están precisamente orientados a la reducción de este tipo de presiones para la consecución del buen estado ecológico de las aguas costeras y, por tanto, su aplicación debe ser continuada. No obstante, la DMA se aplica solo a una parte de estos elementos de la biodiversidad marina bien porque son Elementos Biológicos de Calidad para estimar el EQR o bien porque se encuentran dentro de las masas de agua definidas por la DMA en cada cuenca hidrográfica, de manera que buena parte de la superficie de estos hábitats vulnerables no es incluida en la evaluación

(especialmente a partir de profundidades de 15 m) o simplemente no son incluidos como indicadores en dicha evaluación. Para aplicar este objetivo es fundamental profundizar en las respuestas de estos hábitats a este tipo de perturbaciones, conocer de forma precisa su distribución y extensión, y desarrollar programas e indicadores de seguimiento específicos. Por otro lado es fundamental establecer criterios objetivos del alcance espacial de los diferentes tipos de vertido, lo que junto con el conocimiento preciso de la distribución de los hábitats, permitirá la planificación espacial y la aplicación de medidas adecuadas de corrección. La aplicación de este objetivo depende en última instancia de la consecución de los objetivos planteados para la consecución del BEA en los descriptores 5 (eutrofización) y 8 (contaminantes) y más indirectamente de los descriptores 6 (integridad del fondo marino) y 7 (condiciones hidrográficas).

Por otro lado, independientemente del hábitat donde se produzcan este tipo de vertidos, es necesario llevar a cabo actuaciones, como el aumento de los niveles de depuración de aguas residuales, disminución del volumen vertido o la dilución de aguas de rechazo de plantas desalinizadoras, que reduzcan el impacto producido. Estas actuaciones que ayudarán a alcanzar objetivos integrados en otras directivas como la Directiva del Consejo 91/271/CEE, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (UWWTD, 1991), que tiene como objetivo evitar que la evacuación de aguas residuales tratadas de manera insuficiente provoque repercusiones negativas en el medio ambiente.

En relación con estas presiones, los datos manejados en la evaluación inicial ponen en evidencia una tendencia a la concentración de este tipo de presiones en zonas cada vez más abiertas y profundas, en las que el conocimiento de la distribución de los hábitats vulnerables y sensibles es mucho menor o completamente desconocida. Así pues, los vertidos de aguas residuales urbanas, de las plantas desalinizadoras y de las granjas de peces son una amenaza potencial de las praderas profundas de *P. oceanica*, de los fondos de *maërl* y de las comunidades de coralígeno de plataforma y de afloramientos rocosos profundos, hábitat especialmente relevantes que han quedado fuera del alcance de las directivas anteriores. Es, por tanto, urgente invertir esfuerzos en obtener y mejorar el conocimiento de la distribución, extensión y estado de estos hábitat costeros más profundos (ver también objetivos operacionales).

- **En el caso de hábitats de fondos blandos la influencia de las presiones antrópicas debe limitarse a cambios en la condición del hábitat en las zonas ocupadas por dichas presiones y evitar modificaciones severas en su distribución natural.** Debido a su mayor extensión y su menor vulnerabilidad los hábitats de fondos blandos infralitorales son normalmente elegidos para establecer distintas presiones. Previamente es necesario determinar en qué situaciones estas presiones están produciendo estos cambios en base a distintos trabajos realizados en seguimiento de impactos o implementación de otras directivas europeas como la Directiva Marco del Agua o la Directiva de Hábitat. En las zonas donde se detecten estas situaciones será necesario realizar planes de actuación encaminados a recuperar la biocenosis establecida de manera natural o mejorar la condición del hábitat. Estas actuaciones han de estar supeditadas a que no repercuten de manera negativa a ninguno de los otros indicadores propuestos o a zonas cercanas donde se haya detectado la modificación. Es necesario reducir el impacto producido por estas presiones marcándose como objetivos:

a) Mantener la distribución natural de las biocenosis. Aunque la presencia de presiones que generen modificaciones en este tipo de hábitat son inevitables estas modificaciones

deberían limitarse a modificaciones en la condición del hábitat, establecida por los descriptores previamente definidos, pero el nivel de cambio debería reducirse al máximo y evitar cambios en la distribución de las biocenosis que deberían establecerse de manera natural. En las situaciones donde se detecte este tipo de modificación sería conveniente establecer acciones que permitan una recuperación de la zona hacia la biocenosis originaria, asegurando que estas acciones no provoquen una mayor dispersión de la presión o un incremento del área afectada.

b) Reducir superficie del hábitat influenciada por este tipo de presiones a la menor área posible. Se han de plantear estrategias que reduzcan la dispersión de los distintos impactos, de modo que la variación en el estado o condición de estos hábitats se limite a la superficie donde se sitúe la presión o en su defecto a un área de influencia lo más reducida posible.

- **Asumir los objetivos de estado y presión planteados en relación a la consecución del BEA del descriptor 4, especies invasoras, una de las amenazas potenciales de la distribución, estructura y funcionamiento de los hábitats bentónicos costeros.** En este contexto, la escasa evidencia científica disponible (p.e. en praderas de *P. oceanica*) indica que la estructura tridimensional de los hábitat bentónicos de la zona costera actúa de "barrera ecológica" contra la dispersión de algunas especies de algas invasoras, por lo que la eliminación de todo tipo de presiones que altere directa o indirectamente la estructura del hábitat bentónico es fundamental para evitar una mayor expansión de las especies exóticas invasoras.

- **Evitar/reducir la realización de infraestructuras portuarias, náuticas y turísticas (puertos de todo tipo, playas artificiales y espigones) que puedan alterar directa o indirectamente la posición de los límites superiores de las praderas de *P. oceanica* y su estructura milenaria asociada (mata).** La aplicación de este objetivo requiere la disponibilidad de cartografias muy precisas de los límites de la pradera de *P. oceanica* y otros igualmente vulnerables al impacto de estas actividades como los asociados a los hábitats de roca medio e infralitoral. Muchas de las cartografías disponibles actualmente no tienen esta precisión, o incluso no disponen de esta información, debido a los métodos empleados.

- **Evitar/reducir la construcción de infraestructuras costeras en zonas someras de la costa en las que esté presente la angiosperma marina *Zostera noltii*, declarada como vulnerable en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.** Su vulnerabilidad radica en que sus poblaciones son pequeñas, muy locales, escasas y muy dispersas a lo largo del litoral mediterráneo español y localizadas en ambientes someros y calmos en los que encuentran sus condiciones óptimas, pero que también son el lugar preferente para la instalación de infraestructuras turísticas y náuticas. Estos ambientes coinciden además con la presencia de otros elementos biológicos singulares relacionados con las angiospermas marinas, milenarios y de alto interés de conservación que son los denominados "arrecifes barrera" de *P. oceanica*. Se requiere la elaboración de un catálogo exhaustivo de estos elementos y aplicar figuras específicas de protección a escala local que aseguren su distribución actual.

- **Eliminación de fondeaderos no regulados sobre hábitat de angiospermas marinas.** Este tipo de fondeaderos abundan en numerosas zonas de la demarcación y son una amenaza local significativa para las praderas de *P. oceanica* y otras angiospermas marinas. En cualquier caso regular su uso y gestión, siguiendo criterios de sostenibilidad y conservación del hábitat bentónico y la calidad del medio, como la priorización de fondear en fondos no vegetados o poco vulnerables, el empleo de fondeos ecológicos y la prohibición absoluta de vaciar aguas sucias de las sentinas y arrojar residuos. Aprovechar la experiencia de instalación y gestión de

fondeaderos desarrollada en los últimos años en algunas Comunidades Autónomas (Baleares y Andalucía) en el contexto de proyectos LIFE de la UE.

- **Evitar/reducir la construcción de infraestructuras costeras, náuticas y turísticas, que reduzcan la extensión del hábitat rocoso a o modifiquen su patrón de distribución espacial.** Este tipo de infraestructuras aprovecha enclaves rocosos (acantilados, escollos, bajos, etc.) presentes en la línea de costa y suponen la eliminación de parte de su superficie por voladuras o sepultamiento que modifican su extensión y/o su patrón de distribución espacial. Debido a la baja representatividad de este hábitat en las zonas costeras deben evitarse todas aquellas presiones susceptibles de reducir su superficie en las localidades en las que este hábitat está presente. El alcance de este objetivo está ligado al cumplimiento de los objetivos de los descriptores 6 (integridad del fondo marino) y 7 (condiciones hidrográficas), así como a que se continúen aplicando objetivos contenidos en la Directiva Marco de Agua y en las normativas relacionadas con vertidos al medio ambiente marino.

- **Reducir/evitar las presiones sobre los hábitat de roca infralitoral relacionadas con el incremento de la contaminación, la materia orgánica y los nutrientes.** Las comunidades de los hábitat rocosos son especialmente vulnerables a este tipo de presiones que actúan directamente sobre la abundancia, crecimiento y supervivencia de sus especies típicas e indirectamente favoreciendo el desarrollo de especies oportunistas nativas, o fomentando el comportamiento invasor de especies alóctonas (introducidas), o estimulando la actividad de consumidores primarios (efectos cascada de abajo-arriba o *bottom-up*). El alcance de este objetivo está ligado al cumplimiento de los objetivos de los descriptores 2 (especies alóctonas), 5 (eutrofización) y 8 (contaminación), así como a que se continúen aplicando objetivos contenidos en la Directiva Marco de Agua y en las normativas relacionadas con vertidos al medio ambiente marino.

- **Reducir/evitar las presiones sobre los hábitat de roca infralitoral relacionadas con la frecuentación humana (pisoteo, fondeo, etc.)**. Eliminar este tipo de presiones es fundamental para mantener/recuperar el BEA de este hábitat, especialmente en áreas marinas de elevada frecuentación humana y sobre comunidades de roca infralitoral con un importante componente biogénico, como las plataformas de *Dendropoma paetreum* o colonias de diferentes organismos bentónicos (p.e. briozos). El alcance de este objetivo está ligado al cumplimiento de los objetivos del descriptor 6 (integridad del fondo marino).

- **Reducir/evitar las presiones sobre los hábitat de roca infralitoral relacionadas con la extracción selectiva y no selectiva de especies clave, típicas o amenzadas**. Este tipo de presiones antrópicas son especialmente notables en los hábitat rocosos y afectan principalmente a especies de los niveles superiores de la cadena trófica, pero es conocido que la eliminación de estas especies puede también alterar la composición y estructura de los niveles inferiores de la comunidad bentónica debido al papel clave de dichas especies objetivo en el ecosistema ("efecto cascada" de arriba-abajo o *top-down*). La eliminación de estas presiones está relacionada con los objetivos del descriptor 3 (especies marinas explotadas comercialmente), pero hay que tener en cuenta que algunas de estas presiones vienen de actividades no relacionadas con la pesca comercial convencional como la pesca deportiva. El cumplimiento de este objetivo está también relacionado con el cumplimiento del BEA del descriptor 10 (basuras marinas) ya que la actividad pesquera profesional y deportiva es el origen principal de la acumulación de basura en los habitat rocosos de muchas localidades de la demarcación.

- **Evitar/reducir los efectos directos e indirectos de los dragados para extracciones de sedimentos u otros fines sobre hábitat bentónicos vulnerables.** Estos dragados suelen realizarse en fondos infralitorales profundos o circalitorales por lo que la aplicación de este objetivo requiere un conocimiento preciso de la distribución de los habitat bentónicos más vulnerables como la distribución de los límites profundos de las praderas de *P. oceanica* y *C. nodosa*, las comunidades de maërl, de *Cystoseira* spp y otras algas pardas profundas y de coralígeno.

- **Cambio climático.** El impacto acumulado de las presiones antrópicas en la zona costera sobre los hábitat bentónicos potenciará y acelerará los efectos del cambio climático en el océano (calentamiento, acidificación, cambios en nivel del mar, aumento de la frecuencia de eventos extremos, etc.) sobre dichos hábitat. Por tanto, además de las medidas dirigidas directamente a reducir las emisiones de carbono negro y gris a la atmósfera, es necesario reducir al mínimo y eliminar los niveles de las presiones antrópicas actuales.

- **Mejorar y completar la cartografía bionómica y bases de datos asociadas de la zona costera entre 0-50 m de la demarcación levantino-balear hasta una precisión adecuada y comparable en las distintas áreas biogeográficas.** El conocimiento de la distribución y extensión de los hábitats bentónicos contenido en las cartografías bionómicas disponibles, es abundante pero todavía incompleto para determinar su estado actual en toda la demarcación. Este conocimiento es insuficiente para la planificación espacial de la actividad humana y la conservación de los ecosistemas. Esta fase de evaluación inicial de la Estrategia Marina española ha permitido poner en marcha un trabajo de compilación y unificación de información bionómica disponible en la demarcación levantino-balear por las diferentes administraciones autonómicas y estatales con competencias en la materia; ello ha permitido iniciar un análisis para determinar de qué hábitat se dispone de información, en qué regiones, su distribución y extensión, etc. De dicho análisis inicial se desprenden abundantes imprecisiones e incoherencias que es necesario resolver para obtener una evaluación más objetiva de estos descriptores clave para la EM. Hay regiones enteras con cartografías bionómicas incompletas y se ha invertido mayor esfuerzo en los hábitat de profundidades intermedias que en los de zonas más someras y más profundas. Por tanto, en la siguiente fase es fundamental continuar con este trabajo y elaborar una cartografía realista, actualizada y comprensiva que sirva de punto de referencia para el proceso de evaluación y seguimiento que ahora se inicia. Para ello el trabajo conjunto y coordinado de las instituciones que crean y manejan la información bionómica es fundamental, así como la colaboración con expertos capaces de interpretar esta información y detectar sus deficiencias y lagunas.

- **Revisar trabajos ya realizados en lo referente a seguimiento de impactos y otros estudios realizados a cargo de distintas administraciones.** La información obtenida de estos trabajos ha de ser previamente validad y evaluada, y permitirá determinar aspectos no sólo de la distribución de las distintas biocenosis, sino que también del estado ambiental, puesto que gran parte de estos estudios corresponden con trabajos de seguimiento o evaluación de impactos procedentes de las distintas presiones identificadas. Es recomendable realizar una revisión exhaustiva que permita agrupar toda la información disponible, a la que en un futuro se añadirán los resultados obtenidos de nuevos trabajos.

- **Mantener las redes de seguimiento existentes y ampliar a otros hábitats clave y relevantes.** El seguimiento continuado en el tiempo del estado de los hábitat y poblaciones bentónicos es la única forma válida y efectiva de determinar: i) el estado ambiental del

ecosistema y sus tendencias ii) el efecto de la aplicación de medidas de gestión en el ecosistema y, por tanto, el cumplimiento de objetivos ambientales. Este conocimiento es particularmente escaso y limitado a muy pocos hábitats/comunidades bentónicos marinos de la demarcación levantino-balear. Por lo tanto, son objetivos fundamentales:

a) Continuar y, en su caso, mejorar y coordinar, los programas de monitoring ya existentes, más o menos consolidados e implantados, básicamente, redes de seguimiento de *P. oceanica*, seguimientos de la DMA, seguimientos de áreas marinas protegidas y otros.

b) Diseñar y poner en marcha programas de monitoring de especies, hábitat y comunidades de la zona costera que han sido hasta ahora excluidas de los programas existentes, de los que apenas existe conocimiento del estado y tendencias de sus poblaciones, pero que son elementos clave para la conservación de la biodiversidad y/o funcionamiento de los ecosistemas marinos, y/o altamente vulnerables, raros y/o amenazados o son simplemente son buenos indicadores del estado ambiental del ecosistema (*proxies* o *surrogates*), como: comunidades de maërl, plataformas mediolitorales de algas calcáreas y vermétidos, poblaciones de las angiospermas marinas *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Ruppia* spp., poblaciones de *Pinna nobilis*, biocenosis de cuevas submarinas y comunidades de algas pardas infra y circalitorales, etc.

- **Potenciar la investigación científica básica para aumentar el conocimiento científico de la distribución, superficie y estado de los hábitat rocoso para determinar el BEA de cada descriptor en la demarcación Levantino-Balear, así como de los procesos ecológicos clave para su mantenimiento**. La información disponible es altamente puntual y dispersa y no permite realizar un análisis global del estado actual de este hábitat a nivel de demarcación. Los niveles de referencia de las comunidades de este hábitat se refieren siempre a zonas muy determinadas y, por tanto, son necesarios estudios más completos que abarquen una mayor variedad de zonas y condiciones ambientales y sean capaces de establecer los parámetros básicos estructuradotes para la determinación de las diferentes tipologías de hábitat rocoso. Por otro lado es necesario y urgente un mayor conocimiento básico de los procesos ecológicos implicados en el funcionamiento y dinámica de las comunidades de estos hábitats, de sus variaciones espacio-temporales tanto a escala local como a gran escala, dentro y entre demarcaciones (p.e. procesos a nivel metapoblacional).

- **Diseñar y establecer un sistema de indicadores adecuado para el seguimiento continuado de los hábitats de roca infralitoral y las presiones que causan una alteración de su estado o condición.** En la actualidad se han desarrollado sistemas de este tipo para determinadas comunidades de macroalgas infralitorales (p.e. CARLIT, basado en indicadores de microalgas bentónicas y empleado en la DMA), pero no existen ni los indicadores ni los programas de seguimiento para el resto de comunidades y especies típicas y singulares de este hábitat.

- **Incorporar en los programas de monitoring el seguimiento continuado de variables ambientales clave que permitan interpretar las variaciones espacio-temporales de los hábitat y especies objeto del seguimiento en relación tanto a la influencia de las presiones locales como de procesos de cambio global.** En los hábitat biogénicos como las praderas de macrófitos (angiospermas marinas y algunas macroalgas) y las comunidades de maërl y coralígeno, la medición en continuo de la temperatura es básico para discernir la influencia del calentamiento global en el ecosistema marino. Apenas disponemos de estos y otros datos básicos y es

necesario integrarlo como parte de los programas de monitoring o bien como redes específicas de clima marino que provean este tipo de datos a todas las redes de monitoring existentes.

- **Aumentar la superficie protegida efectiva de hábitat de *P. oceanica* y otras especies de angiospermas marinas de la demarcación levantino-balear.** Este objetivo es fundamental para mantener y alcanzar el BEA, pero también para mantener (o recuperar) sus funciones y servicios (mantenimiento de la biodiversidad, sumideros de carbono o preservación de los recursos pesqueros y turísticos del litoral mediterráneo). Este objetivo se desglosa a su vez en tres:

o Redacción, aprobación y aplicación de los planes de gestión de los LIC, lo que representaría entre el 63 y 99% de protección efectiva del hábitat según la región (70% a nivel de demarcación).

o Ampliación de los límites de reservas marinas para incluir las extensiones de praderas adyacentes. La mayoría de las reservas se centran en la protección de los hábitats rocosos y solo el 17% del hábitat praderas se encuentra en estas áreas protegidas.

o Revisar y mejorar la eficiencia de la protección del hábitat en áreas marinas protegidas mediante arrecifes artificiales (ver más abajo).

- **Protección urgente de los ambientes costeros lagunares marinos debido a su elevada singularidad ecológica, su extremada vulnerabilidad al impacto antrópico y su elevado grado de amenaza actual**. Básicamente se refiere al Mar Menor y a las lagunas del Delta del Ebro, ambientes altamente amenazados por los impactos a gran escala del desarrollo turístico, la agricultura, la contaminación y la explotación de los recursos hídricos, a pesar de representar paisajes costeros únicos y muy raros del ecosistema marino de la demarcación levantino-balear y que, por tanto, su conservación es prioritaria.

- **Mejorar e intensificar los sistemas de vigilancia de los ecosistemas marinos costeros vulnerables en la demarcación Levantino-balear.** Este objetivo se puede desarrollar a través de múltiples acciones a diferentes niveles:

- extender el uso de cajas azules VMS a los arrastreros de menor eslora, que son los que más efecto tienen sobre la regresión de los hábitats bentónicos biogénicos de la zona costera. Incorporar sistemas de control similar en las flotas artesanales (p.e. sistema de “cajas verdes” de la Junta de Andalucía) para conocer la presión pesquera sobre los hábitat pesqueros.

- Incorporar los límites de distribución de los hábitats en los sistemas de localización y posicionamiento de las embarcaciones.

- Mantener y aumentar la dotación de personal e infraestructura para la vigilancia de la actividad pesquera y de las áreas marinas protegidas.

- Mayor regulación de la pesca submarina y control sobre la comercialización de sus capturas.

- **Desarrollo de planes de ordenación del fondeo de embarcaciones en cada región de la demarcación**, tanto en áreas marinas protegidas como fuera de ellas. Para ello es fundamental conocer con precisión los límites superiores de las praderas y otros hábitats vulnerables y amenazados por el fondeo no regulado.

- **Potenciar la inversión en esfuerzos y recursos dirigidos a mejorar el conocimiento básico de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos costeros, sus diferentes hábitat y poblaciones, y muy especialmente en las relaciones causa-efecto entre los efectos de las presiones antrópicas y las variaciones espacio-temporales de los hábitat, especies y procesos del ecosistema.** Actualmente este conocimiento se ha centrado en determinados hábitat vulnerables que han recibido especial atención por parte de las diferentes administraciones y Directivas Europeas, como las praderas de *P. oceanica*, y dentro de estos hábitat particularmente estudiados los esfuerzos se han centrado en estudiar sus relaciones con perturbaciones antrópicas particulares (nutrientes, salinidad), pero no se dispone de conocimiento básico en relación a factores clave como la temperatura, que jugarán un papel relevante en la capacidad de aclimatación y adaptación de los hábitat al calentamiento global, por ejemplo. Hay que extender este conocimiento al resto de hábitats y comunidades y promover estudios de capacidad de carga para cada uno en relación a las diferentes presiones antrópicas.

- **Obtener conocimiento científico sobre la interacción entre las especies invasoras y habitat/comunidades nativas e incorporar en los programas de monitoring de hábitat bentónicos clave y vulnerables la presencia y abundancia de especies invasoras.** Este es también un objetivo operacional del descriptor 4.

- **Protección de habitat clave en el secuestro de carbono**. Es urgente identificar y cuantificar los hábitats marinos costeros que representan los principales sumideros de carbono (carbono azul) y que, por tanto, jugarán un papel clave en el balance de carbono resultante de los futuros escenarios de cambio climático. Aunque todavía debe ser cuantificado apropiadamente, las praderas de *P. oceanica* son el más importante de estos sumideros gracias a la persistencia de parte del carbono fijado fotosintéticamente en una estructura persistenmte denominada “mata”.

- **Adquirir conocimiento científico de la capacidad de los hábitat/comunidades bentónicos para aclimatarse y/o adaptarse a los efectos del cambio global en el ecosistema marino costero**. Apenas se dispone de conocimiento científico básico sobre la capacidad de los habitat bentónicos para superar los efectos del cambio global. Es decir la importancia de su plasticidad fenotípica frente al cambio de factores ambientales y/o la existencia de genotipos más tolerantes a las nuevas condiciones en sus diferentes poblaciones y ecotipos. Este conocimiento será clave para determinar con cierta precisión las trayectorias de los hábitats marinos en los diferentes escenarios futuros de cambio climático.

3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

El Descriptor 1 comprende todos los componentes de la biodiversidad, en sus distintos niveles organizativos. Esto supone una elevada complejidad, tanto al abordar el estado del descriptor, como a la hora de establecer una definición de Buen Estado Ambiental. Por otro lado, el grado de conocimiento del estado actual y funcionamiento de los distintos componentes de la biodiversidad es desigual e insuficiente.

A nivel de especie, algunos grupos taxonómicos (definidos como ecotipos o grupos funcionales en este documento) disponen de una información relevante en cuanto a datos y series temporales (por ejemplo peces y aves), mientras que otros cuentan con información más dispersa y desigual en el tiempo y/o en el componente espacial (como es el caso de los reptiles y mamíferos). Es por ello que en los distintos grupos funcionales la definición del BEA puede pasar de tener un carácter relativamente cuantitativo, a abordar aspectos, también relevantes y necesarios de establecer, pero de una forma más genérica o cualitativa por el momento.

En cuanto a los hábitats, en la mayor parte de los hábitats no se dispone en la actualidad de información adecuada sobre su distribución, extensión y/o estado. Aún más limitado es el conocimiento sobre la extensión y el estado de los mismos en el pasado, por lo que no es posible establecer un nivel de referencia anterior con el que comparar el estado actual. Este nivel de referencia puede ser establecido para zonas bien conservadas, con muy escasa influencia antrópica, pero esta información no está disponible para todos los hábitats y tan solo es representativa de algunas localidades o regiones, pero en ningún caso a nivel de demarcación. Por tanto, las limitaciones espacio-temporales y metodológicas no permiten definir en este momento el BEA (Buen Estado Ambiental) de los hábitats como un valor o rango cuantitativo. Alternativamente deberá entenderse como una tendencia positiva hacia ese nivel o una estabilidad, sin pretender alcanzar su estado original (o nivel de referencia) dado que en muchas ocasiones es imposible de alcanzar por el carácter irreversible de la pérdida de hábitat determinado por su baja resiliencia y/o elevados costes socio-económicos de su restauración, etc.

Por otra parte, el concepto de Buen Estado Ambiental debe tener en cuenta el uso sostenible de los mares y un nivel de actividad humana que sea compatible con la conservación de los ecosistemas marinos (incluyendo sus especies y hábitats), de acuerdo con el enfoque ecosistémico. Por tanto, el BEA no es del todo asimilable al nivel de referencia (cuando haya sido posible fijarlo), sino que debe tener en consideración otros factores. De hecho la DMEM admite cierto grado de desviación “razonable” del estado del descriptor respecto al nivel de referencia, siempre y cuando no suponga una alteración significativa de la estructura del hábitat, sus componentes y funcionamiento, y dicha desviación sea reversible una vez eliminada la presión que la causa. El problema es determinar para cada descriptor de cada hábitat que se entiende por desviación “razonable”, aspecto que depende directamente del conocimiento científico disponible del hábitat.

3.1. Nivel de especies

3.1.1. Peces, elasmobranquios demersales, e invertebrados móviles (crustáceos y cefalópodos)

Este grupo de ecotipos ha sido evaluado con una mayor disponibilidad de datos y series temporales. Es por ello que en este caso se puede alcanzar una mayor definición de lo que se considera BEA desde un punto de vista cuantitativo. Estas definiciones cuantitativas no obstante pueden estar sujeta a posibles modificaciones futuras como consecuencia de: i) el incremento en el conocimiento de las especies estudiadas; ii) el avance en el estudio y la definición de condiciones de referencia que se llevan a acabo en los grupos internacionales (OSPAR, UE); y iii) un más profundo conocimiento de las relaciones presión-estado existentes, y de sus interacciones con las actividades humanas. Las condiciones necesarias para alcanzar el BEA definidas en la presente evaluación inicial son:

- En cuanto al **área y patrón de distribución** (criterio 1.1), el Buen estado ambiental se puede definir en este grupo, en base a la combinación del estado de las áreas de distribución de las especies consideradas "vulnerables" (tipo *k*) y las "oportunistas" (tipo *r*). En las primeras se debe mantener o expandir el área de distribución, y en las segundas mantener (o reducir en algunos casos) su área de distribución. En cuanto a la evaluación en conjunto, el BEA se ha definido como el **mantenimiento o incremento del % de cuadrículas con presencia de las especies más representativas de la comunidad demersal**. De este modo, una proporción suficiente de especies (variable en función del número de especies analizadas) se comportan de manera similar a lo esperado en un escenario de BEA, de modo que se garantiza que esta proporción no es debido al azar (mediante distribución binomial).

- Respecto al **tamaño poblacional** (criterio 1.2), medido bien por biomasa o por abundancia de la población, o por ambos, se considera que cada una de las especies alcanzan el BEA si:

  - Las "especies oportunistas" experimentan un valor de biomasa o abundancia con un valor de Z de la serie tiene que variar entre -1 y +1.

  - Las "especies vulnerables con tendencia temporal decreciente": la estimación de la el valor de $Z \geq 0.5$.
  - Las "especies vulnerables con tendencia temporal estable o creciente" en últimos años: deben mantenerse estables o crecer, es decir $Z \geq -0.5$.

A nivel de comunidad, y en los tres casos, un porcentaje de especies, basado en la distribución binomial, deberá de cumplir este criterio individual para asegurar que los resultados no se deben al azar de la variabilidad natural (ver más detalles en apartado 2.3.1)

- Además, el **percentil 95% de la distribución de tallas** del ecotipo peces (medido como estima del indicador 1.3.1) se mantiene, o incrementa, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial.

3.1.2. Reptiles

Este grupo funcional se caracteriza por su elevada movilidad, por lo que su área y patrón de distribución supera en escala la propia del análisis abarcado por la Demarcación Marina. Por su

parte las estimas poblacionales son escasas por el momento, y albergan un elevado nivel de incertidumbre. No se debe olvidar además que todas las especies que comprenden este grupo están protegidas por la Directiva de Hábitats. Las condiciones necesarias para que las especies de estes grupo alcancen el BEA son:

- El área y patrón de distribución de las poblaciones se mantiene estable o incrementa dentro de la Demarcación Marina (Criterio 1.1)
- El tamaño poblacional de las especies de reptiles se mantiene en niveles que garanticen la perduración de las mismas en la Demarcación Marina, incluyendo un adecuado funcionamiento demográfico, y un mantenimiento de la variabilidad genética y los procesos ecológicos en los que participan (Criterios 1.2 y 1.3)
- Las tasas de mortalidad por capturas accidentales, colisiones, o impacto acústico no ponen en peligro el mantenimiento de las condiciones demográficas y los tamaños poblacionales considerados necesarios para alcanzar un Buen estado ambiental (Criterio 1.3).

3.1.3. Aves marinas

La definición de buen estado ambiental para este grupo está explicada detalladamente en el documento específico.

3.1.4. Mamíferos marinos

La definición de buen estado ambiental para este grupo está explicada detalladamente en el documento específico.

3.2. Nivel de hábitat

3.2.1. Hábitats costeros

HABITAT DE LAGUNAS COSTERAS

Las lagunas de aguas costeras de la demarcación levantino-balear (principalmente el Mar Menor y el Delta del Ebro) han experimentado una importante transformación del paisaje y el ecosistema que conforman debido al desarrollo agrícola, urbanístico y turístico, la explotación pesquera y la acuicultura. La distribución, extensión y estado de sus comunidades y especies características y singulares, y sus relaciones ecológicas, han experimentado cambios muy significativos respecto al estado anterior a dicha transformación debido a la alteración de las características hidrográficas e hidrodinámicas, niveles de nutrientes y contaminantes, grado de influencia continental, pérdida de superficie lagunar, etc. Por tanto es muy difícil en este caso definir un BEA basado en ese estado anterior. Tampoco es posible definir un BEA basado en las características de lagunas en buen estado de conservación porque a) no existen lagunas en estas condiciones y b) la biodiversidad de las diferentes lagunas es difícilmente comparable entre ellas pues las características fisiográficas, geológicas, climáticas, etc. son diferentes. No obstante, si es posible definir un BEA basado en la consecución de tendencias estables o positivas de los descriptores que caracterizan los diferentes componentes del ecosistema lagunar (hábitat y especies típicas de cada laguna) en respuesta al control, reducción e incluso eliminación de las presiones antropogénicas sobre las que es posible actuar, principalmente vertidos de todo tipo y acciones que modifiquen su régimen hidrológico.

HABITAT DE ANGIOSPERMAS MARINAS

En el caso de los hábitats de angiospermas marinas, resulta muy complicado establecer los valores de referencia relativo a los indicadores de distribución y extensión, si nos referimos a la distribución original de este hábitat anterior a la fase industrial del desarrollo costero y explotación de sus recursos, ya que se desconoce cual era dicha distribución original. Por otro lado, la mayor parte de los hábitats afectados son difícilmente recuperables debido a: 1) la baja resiliencia de este hábitat (en el caso de P. oceanica) y b) las pérdidas directas (sepultamiento) e indirectas (alteraciones hidrodinámicas y contaminación) causadas por infraestructuras costeras construidas con carácter permanente.

Como se explica en los apartados correspondientes, el análisis del estado actual de estos hábitat revela pérdidas significativas de la superficie de praderas submarinas en las últimas 6 décadas a consecuencia del desarrollo costero y la explotación de sus recursos. En base a la información disponible y analizada podríamos afirmar que la distribución y extensión de las praderas marinas a nivel de demarcación se encuentra en un estado sub-BEA en el sentido de que la situación actual ha experimentado una desviación significativa de su distribución original (nivel de referencia) y que su recuperación en términos absolutos no es posible. Como ya se ha argumentado en el análisis de la evaluación del estado del hábitat, este análisis es incompleto e impreciso y requiere un análisis más detallado en el que se establezcan mejor las relaciones entre la perdida de hábitat y la influencia de las presiones que lo causan. Lo que es relevante de este análisis es que resulta poco realista pretender recuperar la distribución y extensión original de las praderas de hace varias décadas. Por tanto, lo más razonable es considerar la distribución y extensión actual como el nivel de referencia y centrar los esfuerzos de conservación en evitar que esta superficie continúe reduciéndose.

Por tanto, el BEA de los descriptores relativos a su distribución y extensión puede definirse en este caso como:

- Los límites actuales y extensión de las praderas de angiospermas marinas se mantienen estables o al menos de acuerdo con la variabilidad propia de cada especie y los factores locales que determinan su distribución.

Las tendencias de estos descriptores pueden ser también progresivas, dependiendo de la pradera y la escala espacio-temporal y método empleado. En cualquier caso el primer paso es disponer de información precisa de los límites de distribución y extensión de las praderas de angiospermas marinas.

Por otro lado, existe una extensión determinada de praderas de angiospermas marinas bajo la influencia de presiones antropogénicas que han experimentado alteraciones parciales de su estructura y/o funcionamiento en mayor o menor grado respecto a las características de praderas en buen estado de conservación, que podríamos considerar como los niveles de referencia con los que comparar el estado actual de los descriptores de estado o condición. El BEA puede definirse en este caso como la ausencia de diferencias significativas entre el estado actual y dichos niveles de referencia o la tendencia estable o progresiva (hacia dichos niveles) de la evolución a largo plazo del valor del descriptor. Los programas de seguimiento de *P. oceanica* existentes permiten establecer de esta forma el estado de una extensa y significativa red de praderas en la demarcación levantino-balear, aunque esta información sigue siendo insuficiente y heterogénea en su forma actual como para realizar un diagnóstico global del BEA a nivel de demarcación. Para ello sería necesario un mayor esfuerzo de coordinación de los

programas existentes y definir mejor los niveles de referencia para cada región, condiciones ambientales y para las otras especies de angiospermas marinas (*Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*). Lo que si podemos afirmar es que en al menos una proporción de estas praderas alteradas si puede ser viable revertir su estado hacia valores de referencia (es decir, tender al BEA, aunque se a tasas muy lentas) si se aplican medidas de gestión basadas en la eliminación o reducción de presiones y en ampliar la superficie de hábitat pradera protegido, es decir, a través de objetivos de presión. En efecto, existe evidencia científica de que las praderas alteradas protegidas frente, por ejemplo, la pesca de arrastre o el fondeo no regulado, tienen tendencia a recuperar su estado a largo plazo, aunque sea a una tasa lenta.

En conclusión, y en relación a los descriptores de estado o condición del hábitat, se puede definir BEA como:

- Los valores de los diferentes descriptores /indicadores de condición o estado de las praderas, su variabilidad, y sus tendencias a largo plazo, analizados tanto por separado como de forma conjunta por índices multimétricos, son similares a los medidos en praderas comparables no alteradas por la influencia de las presiones antrópicas.

Podríamos considerar aceptable una desviación del BEA siempre y cuando se disponga de indicios de que la alteración del estado de la pradera es reversible tras la aplicación de las medidas de gestión adecuadas (es decir, sus tendencias son progresivas; tendencia lenta hacia los niveles de referencia). Por tanto, con vistas a la determinación del BEA y la efectividad de las medidas aplicadas para conseguirlo, será fundamental establecer los niveles de referencia de estos descriptores en la demarcación, mantener la obtención de las series temporales de este hábitat en toda la demarcación y ganar conocimiento sobre los umbrales de las presiones que causan desviaciones significativas del estado de las praderas y sus tendencias.

Por último, también se puede añadir que:

- En las áreas en las que se aplican, las praderas de *P. oceanica* alcanzan el BEA si alcanzan el buen estado ecológico de la Directiva Marco del Agua o el estado de conservación favorable de la Directiva de Hábitat.

HABITAT DE FONDOS BLANDOS INFRALITORALES

Establecer el Buen Estado Ambiental a alcanzar para este tipo de hábitat está condicionado por una etapa previa en la que se determine la distribución natural del sedimento y de las biocenosis asociadas, en el área ocupada por este tipo de hábitat dentro de la demarcación levantino-balear. Determinar qué tipo de biocenosis corresponde para una zona determinada en base a factores como la profundidad o la hidrografía es necesario, como se indica en apartados anteriores, para establecer una situación de referencia. Está distribución determinará el BEA en base a la situación de referencia que corresponda para cada zona. Los valores de los indicadores propuestos para el criterio condición de hábitat en zonas de referencia cercanas donde no se hayan identificado ninguna de las presiones descritas determinarán a que valores se debe tender para alcanzar el BEA.

Dado que en este tipo de hábitat tiende a emplazarse un gran número de las presiones ejercidas por el hombre en el medio marino, no es posible establecer un BEA para este tipo de hábitat sin considerar la presencia de estas presiones. De los distintos criterios definidos se ha de asumir que en los referidos a la condición del hábitat se producirán desviaciones respecto a este BEA, puesto que la presencia de distintas presiones en este tipo de hábitat siempre

producirá ciertas modificaciones en los indicadores propuestos. De hecho como se indica previamente, es admisible cierto grado de desviación de dichas condiciones causada por las presiones antrópicas sin que esto cause una pérdida significativa de la estructura y función del hábitat, comunidad o población. Sin embargo, sí que es factible alcanzar un estado próximo al BEA para el indicador relacionado con el patrón de distribución.

El conocimiento de la distribución natural de las biocenosis nos permitirá establecer cuando se están produciendo cambios en el indicador patrón de distribución, los cuales han de ser solventados o reducidos al máximo para alcanzar el BEA en este tipo hábitats. Situaciones en las que se detecten modificaciones en el patrón de distribución de biocenosis, como la presencia de biocenosis de sedimentos muy contaminados, han de ser reducidas al máximo con el fin de alcanzar un estado lo más cercano a un BEA dentro de este criterio. En estos casos, es necesario acometer actuaciones, siempre que sea posible y no se produzcan desviaciones del BEA en otros criterios o zonas, que permitan recuperar la distribución natural de las biocenosis en este tipo de hábitat aunque se estén produciendo desviaciones en otros indicadores p.e. ligeras modificaciones en la condición del hábitat son asumibles en una zona ocupada por un vertido pero una modificación en el patrón de distribución natural de las biocenosis sería una desviación significativa respecto al BEA.

Por tanto:

- El BEA de la distribución de los diferentes tipos de comunidades de fondos blandos debe ser determinado en base a los patrones de distribución natural de cada tipo en zonas próximas no influenciadas por presiones.

Para el indicador relacionado con la extensión del hábitat, es asumible que una extensión de este hábitat siempre presentará influencia o se encontrará en riesgo de degradación ambiental debido a la presencia de las distintas presiones antrópicas. El BEA para este indicador debe de definirse en base a limitar el porcentaje de área en riesgo de degradación a la zona donde se emplace la presión p.e. por lo que se refiere a estructuras portuarias, es asumible que en la zona ocupada por el puerto se produzcan modificaciones en la condición del hábitat, pero la extensión de hábitat afectada debe limitarse al área ocupada por dicha estructura reduciéndose al mínimo la zona de influencia de esta presión.

En conclusión, y en relación al criterio de extensión de las comunidades de fondos blandos:

- Consideraremos que se alcanza el BEA cuando la superficie del área de este tipo de hábitat influenciado por las presiones antrópicas (áreas de influencia portuaria, plumas de vertidos, etc.) tienden a reducirse o mantenerse dentro de unas áreas de influencia razonables. .

Modificaciones en los indicadores del criterio condición del hábitat: i) condición de la comunidad de invertebrados bentónicos, ii) abundancia relativa de grupos con distinto nivel de tolerancia y iii) condiciones de parámetros físico-químicos del sedimento, únicamente han de detectarse en el área ocupada por las distintas presiones y son asumibles hasta cierto punto, de modo que es necesario que en estos indicadores se detecte una tendencia a su mejora para alcanzar un estado lo más próximo posible al BEA en evaluaciones futuras. De modo que se considerará una desviación significativa del BEA para este indicador cuando se detecten modificaciones en la condición del hábitat en la zona de influencia de las presiones identificadas.

Por lo tanto, el BEA para el criterio condición del hábitat se obtendrá cuando se detecten:

- ligeras modificaciones en los valores de los indicadores propuestos para áreas ocupadas por las presiones antrópicas identificadas, y valores similares a los establecidos como referencia en áreas influenciadas o alejadas de estas presiones.

HÁBITAT ROCOSO INFRALITORAL

El hábitat rocoso infralitoral presenta una gran variabilidad, su patrón espacial está determinado por procesos geológicos y ecológicos y sus límites son estables a corto plazo Es relativamente viable definir el Buen Estado Ambiental (BEA) basándose en indicadores de distribución y extensión del hábitat rocoso debido precisamente a que su estabilidad a largo plazo solo es alterada por determinados tipos de presiones antrópicas muy frecuentes en zonas costeras. Sin embargo, para ello es necesario hacer un esfuerzo en la realización de cartografías (bionómicas, batimétricas etc.) de alta resolución, y un posterior análisis con el fin de completar la descripción de tipologías de hábitat basadas en características y complejidad del hábitat y definir el patrón espacial del hábitat basado en índices paisajísticos. La no alteración de estos patrones nos indicará un BEA. Por el contrario, la disminución en el número de polígonos o cambios en la forma de los mismos pueden ser debidos a procesos de enterramientos, cambios en la dinámica costera o destrucción física del hábitat asociados principalmente a la realización o presencia de obras e infraestructuras costeras. Este tipo de indicadores serán además aplicables a otros descriptores de la DMEM como el 6-integridad del fondo marino. En cuanto a la extensión, en este hábitat al igual que el patrón de distribución es un indicador estable, e identificar el BEA pasa por poseer una base cartográfica de precisión, especialmente en los arrecifes rocosos con componentes importantes de origen biogénico (p.e. plataformas de Dendropoma paetreum o terrazas de *Lithophyllum byssoides*). En estos últimos, con la información adecuada es posible detectar recuperación e incrementos en la superficie del hábitat a medio-largo plazo desde situaciones previas de sub-BEA (destrucción del hábitat). Por lo tanto la estabilidad o incremento de la superficie serán indicativos de un buen estado ambiental en relación al indicador de superficie del hábitat.

- El BEA de los descriptores de extensión y patrón de distribución del hábitat roca infralitoral es que los valores de dichos descriptores se mantengan estables.

Los indicadores para evaluar el estado o condición del hábitat rocoso se basan principalmente en la riqueza de especies, la diversidad específica, asociaciones, biocenosis y/o comunidades, sin embargo estos valores varían en función de parámetros como la profundidad, la complejidad estructural, topografía etc.; p.e.la complejidad del hábitat favorece la riqueza de especies y su abundancia. Para poder definir el BEA de la condición del hábitat, es necesario en primer lugar caracterizar y categorizar todas las unidades de hábitat rocoso en las diferentes zonas, identificando los caracteres intrínsecos y peculiaridades de cada tipo. Es necesario aplicar un indicador idóneo que identifique las diferentes peculiaridades y a la vez sea capaz de detectar los impactos antrópicos. En la actualidad no existe la información necesaria en todos y cada uno de los polígonos cartográficos rocosos, para poder aplicar los indicadores de condición del hábitat. Falta información a nivel de especie, e indicadores como riqueza o diversidad no pueden ser calculados, a excepción de unidades puntuales. Es necesario realizar estudios de caracterización y seguimiento que aporten información suficiente. En este sentido herramientas como la Suficiencia Taxonómica o el uso de grupos representativos y/o funcionales (poblamientos ícticos, macrófitos, etc), reducen costes relacionados con la precisión o la intensidad de la identificación taxonómica.

Debido a la falta de información generalizada sobre los hábitats rocosos, la escasez de estudios específicos y, en caso de existir estudios, la ausencia de series temporales, es imposible evaluar el estado actual y BEA de los hábitats de roca infralitoral en la mayoría de las regiones de la demarcación levantino-balear. Sólo en aquellas áreas con información georeferenciada (p.e. Cartografía Bionómica de la Región de Murcia) es posible aplicar el índice de *número de especies catalogadas por tipo de hábitat rocoso*, poniéndose como ejemplo en el presente trabajo, pero es necesario un mayor esfuerzo en la instauración de protocolos estables de obtención de datos e información fiable.

A partir de la información existente de la DMA en algunas localidades y regiones, se identifica el estado ecológico de las masas de agua. Y se lleva a cabo una extrapolación de la calidad del hábitat rocoso en función de la valoración de dichas masas de agua. Es evidente que esto es una aproximación poco realista sobre el estado de conservación del hábitat rocoso y, al igual que ocurre en el resto de hábitats debe ser manejada con cautela a la hora de realizar un diagnóstico global del BEA, no podemos olvidar la poca precisión de los datos que generan dicha valoración, la falta de réplicas espaciales etc.

En conclusión:

- Podemos definir el BEA en relación a los descriptores de condición de hábitat, como aquel en que los valores de los diferentes descriptores/indicadores de condición o estado del hábitat arrecife rocoso analizados tanto por separado como de forma conjunta por índices multimétricos, no se desvían significativamente de los medidos en aquellos hábitat rocosos sin alteración antrópica que coinciden en las características básicas estructurales (profundidad, topografía, distancia a costa, hábitat circundante etc). La determinación del BEA y la capacidad de alcanzar esta condición, hace necesario la realización de estudio que establezcan los niveles de referencia de cada descriptor en cada región de la demarcación y para cada tipología.

3.3. Nivel de ecosistema

- Los ecosistemas marinos mantienen una estructura y funcionamiento acordes con las situaciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes, en los cuales la diversidad de especies y hábitats se mantiene, así como la complejidad de sus relaciones tróficas. Las presiones humanas no condicionan el mantenimiento de los ecosistemas, y se garantiza su continuidad mediante un aprovechamiento sostenible de sus bienes y servicios.

- El valor de “talla máxima media” de las especies de peces e invertebrados demersales más relevantes, como indicador del estado de los ecosistemas demersales, se mantiene o incrementa, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial.

- El indicador de “estado de conservación de los peces” (CSFb) como herramienta integradora del análisis del estado de conservación de los ecosistemas, se mantiene estable o aumenta, lo cual implica que la proporción de individuos “grandes” de las especies vulnerables a la pesca se mantienen estables o incluso se están recuperando, respectivamente.

4. REFERENCIAS

Aguado-Gimènez F., Marìn A., Montoya S., Marìn-Guirao L., Piedecausa A., Garcìa-Garcìa B. 2007. Comparison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea: sampling methods and impact indicators in soft substrata. Aquaculture 271, 357–370.

Airoldi, L., Bacchiochi, F. Cagliola, C., Bulleri, F. Abbiati, M. 2005. Impact of recreational harvesting on assemblages in artificial rocky shore. *Marine Ecology Progress Series* 299: 55–66

Airoldi, L. Cinelli, F. 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a mediterranean rocky shore. Journal of experimental marine Biology and ecology 215: 269-288.

Airoldi, L., Rindi, F. & Cinelli, F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina* 38: 227–237.

Albaladejo , J.B., L. Marín Guirao y J. Guerrerol, 2009. Contaminación por metales y compuestos órgano-estánnicos en el Mar Menor. En El Mar Menor: Estado Actual del Conocimiento. Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.).

Alfonso, A.S., Hazin, F.H.V., Carvalho, F., Pacheco J.C., Hazin, H., Kerstetter, D.W., Murie, D., Bueguess, G.H. (2011). Fishing gear modifications to reduce elasmobranch mortality in pelagic and bottom longline fisheries off Northeast Bazil.

Álvarez Rojel, J., Jiménez, F.J., C. Egea, A.M. Cervantes, M.N. Gonzalez, I. Párraga y H. M. Conesa, 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la marina del Carmolí. En El Mar Menor: Estado Actual del Conocimiento. Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.).

Amorim, A.F. and C. A. Arfelli (1980). Reproducción del pez espada (Xiphias gladius L 1758). En el sudeste y sur de Brasil.

Anón (2005) Report of the 2004 Interssesional Meeting of the ICCAT Subcomitee on By-catches: shark stock assessment.

Anón (2006). Report of the 2006 Atlantic swordfish stock assesment session.

Anon (2002), ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3-7, 2001).

Antonio Di Natale, Abdellah Srour, Abdallah Hattour, Çetin Keskin, M'Hamed Idrissi, Lidia Orsi Relini. General Fisheries Commision for the mediterranean regional study on small tunas in the Mediterranean including the black sea. Food and Agriculture Organization of the United Nations (Rome, 2009).

Arechavala-Lopez, P., Bayle-Sempere, J. Sanchez-Jerez, P., Valle, C. Forcada, A., Fernandez-Jover, D., Ojeda-Martinez, C., Vazquez-Luis, M. y Luna-Perez, B. 2008. Biodiversity and structure of rocky reef fish assemblage in the Sierra Helada Natural Park (South-western Mediterranean sea). Arxius de Miscel·lània Zoològica 6: 234-256.

Arocha, F. and D.W. Lee (1996). Maturity at size, reproductive seasonally, spawning frequency, fecundity and sex-ratio in swordfish from the Northwest Atlantic.

Arrojo Agudo, P., 1999. Agua y desarrollo. El valor económico del agua. Revista CIDOB d'AFERSINTERNACIONALS 45-46.

Arvai J.L., Levings C.D., Harrison P.J., Neill W.E. 2002. Improvement of the sediment ecosystem following diversion of an intertidal sewage outfall at the Fraser river estuary, Canada, with emphasis on Corophium salmonis amphipoda. Marine Pollution Bulletin 44, 511–519.

Azzurro,E., E. Mattidi, M. Fanelli, E., Guidetti, P., La mesa, G. Scarpato, A. Axiak, V. 2010. Sewage pollution impact in Mediterranean rocky-reef fish assemblages. Marine environmental research 69: 390-397.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A.; Sagarminada, R.; Torreblanca, D. y Real, R. (2007). Loggerhead incidental caught from Andalusia and Murcia waters during 2004.

Báez, J.C.; Bellido, J.J.; Ferri-Yáñez, F.; Castillo, J.J.; Martín, J.J.; Mons, J.L.; Romero, D. y Real, R. (2011). The North Atlantic Oscillation and sea surface temperature affect loggerhead abundance around the Strait of Gibraltar.

Báez, J.C.; Real, R. y Camiñas, J.A. (2007). Differential distribution within longline transects of loggerhead turtles and swordfish captured by the Spanish Mediterranean surface longline fishery.

Báez, J.C.; Real, R.; García-Soto, C.; de la Serna, J.M.; Macías, D. y Camiñas, J. A. (2007). Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent of fishing effort: implications for conservation and fisheries management.

Báez, J.C.; Real, R.; Bellido, J.; Macías, D.; de la Serna, J.M. y Camiñas, J.A. (2010). Validating an ecological model with fisheries management applications: the relationship between loggerhead by-catch and distance to the coast.

Báez,J.C.; Ortiz de Urbina, J.M.; Real, R. and Macías, D. Cumulative effect of the North Atlantic Oscillation on age-class abundance of albacore (Thunnus alalunga).

Báez J.C.; Real, R.; Macías, D.; de la Serna, J.M.; Bellido, J.J. y Camiñas J.A. (2010). Short communication Captures of swordfish Xiphias gladius Linnaeus 1758 and loggerhead sea turtles Caretta caretta (Linnaeus 1758) associated with different bait combinations in the Western Mediterranean surface longline fishery.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A.; Ortíz De Urbina, J.M.; García, S. y Macías, D. (2010). Differences on size of Loggerhead sea turtle bycatch in function of longline strata. SCRS/2010/127, Standing Committee on Research and Statistics, ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas), 5-9 de October 2010, Madrid.

Báez, J.C.; Karaa, S.; Bradai, M.N.; Bellido, J.J.; García-Barcelona, S. y Camiñas, J.A. (2011). A particular case of a tagged loggerhead sea turtle that naturally expelled a deep hook.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A. y Rueda, L. (2006). Incidental capture of marine turtles fisheries of South Spain. Marine Turtle Newsletter, 111: 11-12.

Báez, J.C.; Real, R.; Camiñas, J.A.; Torreblanca, D. y García-Soto, C. (2009). Analysis of swordfish catches and by-catches in artisanal longline fisheries in the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea) during the summer season. Marine Biodiversity Records, doi:10.1017/S1755267209990856; Vol. 2; e157.

Báez, J.C.; real, R.; Macías, D.; De la Serna, J.M.; Bellido, J.J. y Camiñas, J.A. (2010). Swordfish Xiphias gladius Linnaeus 1758 and loggerhead Caretta caretta (Linnaeus 1758) captures associated with different combinations of bait in the Western Mediterranean surface longline fishery. Journal Applied Ichthyology. 26, 126–127.

Bakalem A., Ruellet T., Dauvin J.C. 2009. Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. Ecological Indicators 9, 395-408.

Balmford, A., Jarasuriya, A.H.M., Green, M.J.B. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogates for species richness: II Local applications. Proc.R.Soc.Lond. 263: 1571-1575.

Ballesteros E. 1992. Els fons rocosos profunds amb *Osmundaria volubilis* (Linné) R.E. Norris a les Balears. *Bolletí de la Societat de Història. Natural de les Illes Balears* 35: 33–50.

Ballesteros E. 1994. The deep-water *Peyssonnelia* beds from the Balearic Islands (western Mediterranean). P.S.Z.N.I. Marine Ecology 15: 233-253.

Ballesteros, E. Torras, X., Pinedo, S. García, M., Mangialajo, L., de Torres, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implamentation of the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55: 172-180.

Ballesteros, E. & Zabala, M. 1993. El bentos: el marc físic. In Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera, J.A. Alcover et al. (eds), *Monografies de la Societat d'Història Natural de Balears* 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 663–685.

Barberà C., Moranta J., Ordines F., Ramón M., de Mesa A., Díaz-Valdés M., Grau A.M., Massutí E., (2012). Biodiversity and habitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, DOI: 10.1007/s10531-011-0210-1.

Barcala Bellod, E., 2000. Estudio Ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Beardsley, J.L. (1978). Report of the swordfish workshop held at the Miami laboratory southeast fisheries center, National Marine Fisheries Service Miami Florida. June 7-9.

Becket, J.S. (1974). Biology of swordfish, Xiphias gladius L., in the northwest Atlanlantic Ocean. Proceeding of the international Billfish symposium, Kailua-kona, Hawaii, 9-12 August 1972.

Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J.G., Perget G. 2002. Manuel d´interprétation des types d´habitats marins pour la selection des sites à inclure dans les inventaires nationaux de sites naturels d´intérêt pour la conservation. Programe des Nations Unies pour l´Environnement, Plan d´Action pour la Méditerranée. 197 pp.

Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. 1994. Les biocénoses merines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perpectives. Collection Patrimoines Naturels, Secrétariat Faune et Flore, M.N.H.N., Paris. 246.

Bellido, J.J.; Báez, J.C.; Sanchez, R.F.; Castillo, J.J.; Martín, J.J.; Mons, J.L. y Real, R (2008). Mass strandings of cold-stunned loggerhead turtles in the south Iberian Peninsula: ethological implications.

Bellido, J.J.; .Báez, J.C.; Farfán, M.A.; Camiñas, J.A.; Castillo, J.J.; Martín, J.J.; Mons, J.L. y Real, R. (2007). Comparison between sizes of the loggerhead (Caretta caretta Linnaeus, 1758) stranded in the andalusian mediterranean coast and those captured in the longline.

Bentivegna, F., Treglia, G, Hochscheid, S. (2005). The first report of a loggerhead turtle Caretta caretta nest on the central Tyrrhenian coast (western Mediterranean).

Block, B.A., S.L.H. Teo, A. Walli, A. Boustany, M.J. Stokesbury, C. J. Farwell, K. C. Weng et al. (2005). Electronic tagging and populations structure of Atlantic bluefin tuna.

Boira, H. La vegetación de la Albufera de Valencia y sus bioindicadores: lección magistral leída en la apertura del curso 1987-88. http://hdl.handle.net/10637/2836.

Boletín Estadístico, Vol.40 (1960-2009), ICCAT.

Bordehore, C., Ramos-Espla, A.A. & Riosmena-Rodriguez, R. 2003. Compatative Study of Two maerl Beds with Different Otter Trawling History, Southeast Iberian Peninsula. *Aquat. Cons. Mar. Freshw. Ecos.,* 13(S1); S43-S54.

Borja, A., Dauer, D.M., Gremare A., 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality . Ecological Indicators, 12, 1-7.

Borja A., Franco J., Perez V. 2000. A marine biotic index to the establish ecology quality of soft-bottom benthos within European estuarine coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40, 1100-1114.

Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce M.J., Solaun O. 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. Marine Pollution Bulletin 48, 209–218.

Borja A., Muxika I. 2008. Biological Communities as a Forensic Tool in Marine Environments. Methods in Environmental Forensics. Mudge S.M. (Ed.) CRC Press; Taylor & Francis Group. Boca Ratón, Florida, USA. pp. 219-249.

Bothner M.H., Casso M.A., Rendigs R.R., Lamothe P.J. 2002. The effect of the new Massachusetts Bay sewage outfall on the concentrations of metals and bacterial spores in nearby bottom and suspended sediments. Marine Pollution Bulletin 44, 1063–1070.

Boudouresque, C.F. y Verlaque. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea : invasive versus introduced macrophytes. *Mar. Pol. Bull.*, 44: 32-38.

Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean.

Brongersma, L. D. (1972). European atlantic turtles.

Bustos-Baez S., Frid C. 2003. Using indicator species to assess the state of macrobenthic communities. Hydrobiologia 496, 299-309.

Calvín, J.C. 2003. Fondos marinos de la Región de Murcia. Tipos, paisajes, flora y fauna, estado de conservación y mejores inmersiones. Ed. J.C. Calvín. Murcia. Pp 301.

Calvín, J.C., Franco, I. Marín, A., Martínez-Ingles, A. Belmonte, J.M. Ruiz, J.M. 1998. El litoral sumergido de la Región de Murcia: Cartografía bionómica y valores ambientales. Dirección General de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Región de Murcia. Pp 128.

Calvín, J.C., Franco, I., Martínez-Ingles, A., Marín, A. Y Belando, A. 1989. Caracterizción, valoración ecológica y determinación de áreas a proteger en el litoral sumergido de la Región de Murcia. Agencia para el Medio Ambiente y la Naturaleza. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Camiñas, J. A. (1995a). Relation entre las poblaciones de la tortuga boba (Caretta caretta Linnaeus 1758) procedentes del Atlantico y del Mediterraneo y efecto de la pesca sobre las mismas en la región del estrecho de Gibraltar. Universidad de Murcia. Universidad del Mar. Aula de Pesquerias. 11 al 15 Septiembre, 1995).

Camiñas, J.A. (1995b). The loggerhead Caretta caretta (Linnaeus 1758) pelagic movements through the Gibraltar Stait.

Camiñas, J.A. and de la Serna, J.M. (1995). The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery.

Camiñas, J.A. (1997). Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (Caretta caretta Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes.

Camiñas, J. A. (1998). Is the leatherback (Dermochelys coriacea Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea ?

Camiñas, J. A. (2004). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España.

Camiñas, J.A.; Báez, J.C., Valeiras, J. y Real, R. (2006). Differential loggerhead by-catch and direct mortality in surface longline according to boat strata and gear type. Scientia marina, 70(4): 661-665.

Carbonell, A., Martin, P., Ranieri, S.d., team, W., 1998. Discards of the western Mediterranean trawl fleets. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 35: 392-393.

Cardell M.J., Sardá R., Romero J. 1999. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. Acta Oecologica 20, 343–351.

Carreras, C., Pont, S., Maffucci, F., Pascual, M., Barceló, A., Bentivegna, F., Cardona, L., Alegre, F., SanFélix, M.,

Casale, P. (2011). Sea turtle by-catch in the Mediterranean.

Casey, J.G. and N.E. Kohler (1992). Tagging studies on the shortfin mako shark Isurus oxyrinchus in the Western North Atlantic.

Cavanagh, R. D. y Gibson, C. (2007). El estado de conservación de los peces cartilaginosos (Condictrios) del Mediterráneo.

Cesar A., Martín A., Marín-Guirao L., Vita R. 2004. Amphipod and sea urchin tests to assess the toxicity of Mediterranean sediments: the case of Portman Bay. Scientia Marina 68, 205–213.

Circular ICCAT #171/05. Asunto: solicitud de estadísticas de túnidos y tiburones atlánticos en la zona del convenio.

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18, 117-143.

Clarke K.R., Ainsworth M. 1993. A method of linking multivariate ecological structure to environmental variables. Marine Ecology Progress Series 92, 205–219.

Cochrane S.K.J., Connor D.W, Nilsson P., Mitchell I., Reker J., Franco J., Valavanis V, et al. 2010. MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 1 Report Biological diversity. April. http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG1final.pdf.

Cognetti, G., Sarà, M., Magazzù, G. 2001. Biología Marina. Ariel Ciencia. Pp. 619.

Colin L., Gray A.W., Trowbridge, C.D. 2010. The Biology of Rocky Shores. 2ª edition. Biology of habitats. Oxford University Press. Pp 356.

Compagno, L.J.V., (2001). Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date.

Connor, D. y Hiscock, K. 1996. Data collection methods, en: Marine Nature Conservation Review: Rationale and methods (ed. K. Hiscock), 51-65 y appendice 5-10, 126-158. Peterborough, Join Nature Conservation Commitee

Coppa S., Guala I., De Lucia G.A., Massaro G. and Bressan M. (2010). Density and distribution patterns of the endangered species Pinna nobilis within a Posidonia oceanica meadow in the Gulf of Oristano (Italy). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 90 (5): 885-894

Cotano U., Villate F. 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. Marine Pollution Bulletin 52, 404-414.

Crespo, J., Camiñas, J. A., Rey, J. C. (1988). Considérations sur la presence de Tortues Luth Dermochelys coriacea (Vandelli, 1761) dans la Mediterranée occidentale.

Cummins, S.P., D.E. Roberts y K.D. Zimmerman, 2004. Effects of the green macroalga Enteromorpha intestimalis on the macrobenthic and seagrass assemblages in a shallow coastal estuary. *Mar. Ecol. Prog. Series* 266: 77-87.

Chabanet, P., Dufour, V. & Galzin, R., 1995. Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., 188: 29–48.

Chapman P.M., Paine M.D., Arthur A.D., Taylor L.A. 1996. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. Marine Pollution Bulletin 32, 47-64

Chicón L. 2006. Especiación de metales pesados en lodos de aguas residuales de origen urbano y aplicación de lodos digeridos como mejoradores de suelos. Trabajo de investigación del Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental. Universidad de Málaga. Málaga.

Dardignac, J. (1962). La bonite du Maroc Atlantique (*Sarda sarda*).

Dauvin J.C., Ruellet T. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. Marine Pollution Bulletin 55, 215-224.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2008. Effect of Sewage Discharge in Spisula subtruncata (da Costa, 1778) populations. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 54, 226-235.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2009. Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. Marine Pollution Bulletin 58, 332-340.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sensitivity of tanaid Apseudes latreillii (Milne-Edwards) populations to sewage pollution. Marine Environmental Research 69, 309-317.

De-la-Ossa-Carretero, J.A.,2011. Evaluación del vertido de aguas residuales urbanas sobre hábitats de fondos blandos. Universidad de Alicante. Tesis doctoral.

De-la-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Ruso, Y., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J.L., 2012a. Assessing reliable indicators to sewage pollution in coastal soft-bottom communities. Environmental Monitoring and Assessment. 184, 2133–2149.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L., Dauvin J.C., 2012b. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. Estuarine, Coastal and Shelf Science 96, 129-138.

De la Serna, J.M. and E. Alot (1990). Consideraciones relativas a los desplazamientos efectuados por el pex espada (Xiphias gladius) en el área del estrecho de Gibraltar y otras observaciones relacionadas con biología de la reproducción.

De la Serna, J.M.; Valeiras, J.; Alot, E. y Godoy, D. El atún blanco (Thunnus alalunga) del Mediterráneo Occidental (SCRS/02/044).

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casaldureo F., Sánchez-Lizaso J.L. 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. Marine Environmental Research 64, 492-503.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2008. Effects of a brine discharge over soft bottom Polychaeta assemblage. Environmental Pollution 156, 240-250.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sewage treatment and floe rate affect polychaete assemblage. Marine Pollution Bulletin 60, 1930-1938.

del Pilar Ruso, Y., de la Ossa Carretero, J.A., Loya-Fernandez, A.; Ferrero-Vicente, L.M., Giménez Casalduero, F. y Sánchez Lizaso, J.L. 2009 Assesment of soft botton Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: seawage and brine discharge. Mar. Pollut. Bol 58: 765-786.

Del-Pilar-Ruso, Y. 2011a. Impactos sobre los poblamientos de poliquetos de fondos blandos. Universidad de Alicante. Tesis doctoral.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2011b. Polychaete distribution pattern on the Valencia Community coast, Spanish Mediterranean. Ciencias Marinas.37, 261-270.

DelValls T.A., Chapman P.M., Drake P., Subida M. D., Vale C., de la Reguera D.F. Blasco J., 2007. Benthos sediment quality assessments. Sustainable Management of Sediment Resources 1, 215-261

Díaz R.J., Solan M., Valente R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. Journal of Environmental Management 73, 165–181.

Directiva 92/43/CEE del consejo de 21 de mayo de 1992, relative a la conservación de los hábitat naturales y de la fauna y flora silvestre. (Diario Oficial de la Comunidad Europea L206/7, 22 de julio de 1992).

Druon,J.N.; Fromentin, J.M.; Aulanier, F.; Heikkonen, J. Potential feeding and spawning habitats of Atlantic bluefin tuna in the Mediterranean Sea.

Dufour, V., Jouvenel, J. Y. y Galzin, R., 1995. Study of a mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. Aquatic Living Resources, 8: 17–25.

El atún rojo del Atlántico oriental y del Mediterráneo. Propuesta de WWF para un Santuario en el Mediterráneo occidental (2009).

El Hannach, A. (1987). Données biologiques et écologiques sur léspadon (Xiphias gladius) L. 1758 à partir de la pêcherie marocaine dans le détroit de Gibraltar.

Elaboración de propuesta para reducir las capturas incidentales de Tortuga boba Caretta caretta (Linnaeus, 1758) en palangre de superficie en el Mediterráneo Sur-Occidental. Memoria de tesis doctoral presentada por José Carlos Báez Barrionuevo (2007).

Ekman, S. 1953. Zoography of the sea. Sidgwick, Jackson, Londres.

Elliott M., Nedweel S., Jones N.V., Read S., Cutts N.D., Hemingway K.L. 1998. Intertidal sand and mudflats and subtidal mobile sandbanks (Volume II). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation mangement of marine SACs. Scottish Association for Marine Science, Oban, for the UK Marine SAC Project (www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/sandmud.pdf).

Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. Marine Pollution Bulletin 16: 459.

FAO Species Catalogue Vol. 11. Sea turtle of the World.

Fenoll Serrano, A. y J. Sáez Sironi, 2009. Cuantificación y Evolución de la carga de contaminantes, de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albujón y otros aportes subterráneos., pp 245-284. En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Fernández, G., Aguilar, A., (2006). Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (Caretta caretta) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns.

Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J.L., 2005a. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 320, 57-63.

Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J.L., Gónzalez-Correa, J.M., 2005b. Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). Desalination 182, 395-402.

Fernández-Torquemada, Y., Gónzalez-Correa, J.M., Loya, A., Ferrero, L.M., Díaz-Valdés, M., Sánchez-Lizaso, J.L., 2009. Dispersion of brine discharge from a seawater reverse osmosis desalination plants. Desalination and Water Treatment 5, 137-145.

Fernández Vega, C. 2008. Valoración ecotoxicológica del herbicida Propanil mediante el estudio de las Alteraciones fisiológicas inducidas en la Anguila (Anguilla anguilla) del parque Natural de la Albufera de Valencia. Tesis doctoral. 287pp. UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

Ferraro S.P., Cole F.A., 1995. Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California bight macrobenthos- revisited. Environmental Toxicology and Chemistry 14: 1031–1040.

Ferretti, F., R.A. Myers, F. Serena, and H.K. Lotze. (2008). Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea.

Fine, M., Zibrowius, H. Y Loya, Y. 2001. *Oculina patagonica*: a non-lessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. *Mar. Biol.*, 138: 1195-1203.

Fiorentini, L., IRPEM, Largo Fiera della Pesca Ancona, Italy and J.F. Caddy and J.I. de Leiva. General fisheries council for the Mediterranean long and short-term trends of mediterranean fishery resources (1997). FAO.

Flo E, Garcés E., Camps J. 2011. Assessment pressure methodology Land Uses Simplified Index (LUSI). MED GIG BQE Phytoplankton

Flores, E., Espanya, A. y Morales, F. 2002. Regeneración de la laguna costera de La Encanyissada (Delta del Ebro). Una experiencia de biomanipulación. Ecosistemas 2002/2 (URL: http//www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion1.htm).

Foale, S. 1993. An evaluation of the potential of gastropod imposex as a bioindicator of tributylin pollution in Port Phillip Bay, Victoria. Marine Pollution Bulletin 26: 546-552.

Forchino A., Borja Á., Brambilla F., Rodríguez J.G., Muxica I., Terova G., Saroglia M. 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. Ecological Indicators 11, 1112–1122.

François Royer, Jean-Marc Fromentin, Henri Farrugio and Philippe Gaspar. Determining bluefin tuna habitat through frontal features in the Mediterranean sea.

Francour, P. y Koukouras, A. 2000. Methods for studying the impact of diver grequentation and mooring on coralligenous communities. In: Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. R. Goñi, M. Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, L. Le Dirach & G. Bernard (eds.). MAST-Ecomare, GIS Posidonie publ. Fr.: 69-74.

Fromentin, J-M., Powers, J.E. (2005). Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management.

Freese, L., Auster, P.J. Heifetz, J. Wing, B.L. 1999. Effects of trawling on seaflor habitat and associated invertebrate taxa in the gulf of Alasca. Marine Ecology Progress Series.

G. De Metrio, G.P. Arnold, J.M. de la Serna, B.A. Block, P. Megalofonou, M. Lutcavage, I. Oray, M. Deflorio.

García, A., Alemany F. and Rodríguez J.M. (2002). Distribution of tuna larvae off the Balearic Sea: preliminary results of the TUNIBAL 0600 larval survey.

García, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E., Romero, J., 2007. Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. Estuarine Coastal and Shelf Science 72, 579-590.

García-Barcelona, S.; Macías, D.; Ortiz de Urbina, J.M.; Estrada, A.; Real, R. y Báez, J.C. (2010). Modelling abundance and distribution of seabird by-catch in the Spanish Mediterranean longline fishery. Ardeola, 57 (supplement): 65-78.

García Chartón, J.A. y Perez-Ruzafa, A. 2000. Spatial pattern and the habitat structure of Mediterranean rocky reef fish local assemblage. Marine Biology : 917-934.

García Chartón, J.A., Perez-Ruzafa, A. y Marcos, C. 2000. Fish visual census methods for detecting gradients of abundante and biomass across boundaries of MPAs. En: (Goñi, R., Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, F. Le Diréach, L. y Bernard, G. ed.) introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. GIS Posidonie publ., Fr. 112 pp.

García-March J.R. (2005). Aportaciones al conocimiento de la biología de *Pinna nobilis* Linneo, 1758 (Mollusca Bivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. www.tesisenxarxa.net/TDX-0628106-132411/.

García Pintado, J; G. Barberá, Martínez-Menoa, M., Albaladejo, J., Erena, y V., Castillo, 2009. Caracterización y Evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albujón Hacia el Mar Menor, pp 131-166. En "*El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico*", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Garrabou, J., Riera, J., Zabala, M., 1998. Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities. Landscape Ecology 13, 225e247.

Giangrande, A., Licciano, M. Musco, L. 2005. Polychaetes as environmetal indicators revisited. Marine Pollution Bulletin 50: 1153-1162.

Giménez-Casalduero, F., Gomaríz-Castillo, F.J. y Calvín, J.C. 2011. Hierarchical classification of marine rocky landscape as management toolat southeast Mediterranean coast. *Ocean and Coastla Management* 54: 497-506.

Glémarec M., Hily C. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. Acta Oecologica, Acta Applicata 2, 139-150

Gomariz, F.J. y Giménez-Casalduero, F. 2007. Planning MPAs using Landscape ecology tools; Case Study: Región de Murcia. EuropeanSymposium on Marine Protected Areas as tools for Fisheries management and ecosystem conservation. Murcia

Gomez Gesteira J.L., Dauvin J.C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. Marine Pollution Bulletin 40, 1017-572.

Goñi, N., Arrizabalaga, H. (2010) Seasonal and interannual variability of fat content of juvenile albacore (Thunnus alalunga) and bluefin (Thunnus thynnus) tunas during their feeding migration to the Bay of Biscay. Progress in Oceanography Volume86: 115–123.

Gray J.S. 1992. Eutrophication in the sea. In: Marine eutrophication and population dynamics. Columbo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R. (Eds.) Olsen and Olsen. Fredensborg, Denmark. pp. 3–15.

Gray J.S., Wu R.S., Or Y.Y. 2002 Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Marine Ecology Progress Series 238, 249-279.

Greenstreet SPR, Rogers SI, Rice JC, Piet GJ, Guirey EJ, Fraser HM, Fryer RJ. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1-11.

Grémare A., Labrune C., Vanden Berghe E., Amouroux J.M., Bachelet G., Zettler M.L., Vanaverbeke J., Fleischer D., Bigot L., Maire O., Deflandre B., Craeymeersch J., Degraer S., Dounas C., Duineveld G., Heip C., Herrmann M., Hummel H., Karakassis I., Kedra M., Kendall M., Kingston P., Laudien J., Occhipinti-Ambrogi A., Rachor E., Sardá R., Speybroeck J., Van Hoey G., Vincx M., Whomersley P., Willems W., Wlodarska-Kowalczuk M., Zenetos A. 2009. Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. Marine Ecology Progress Series 382, 297–311.

Groombridge, B. (1994). Marine Turtles in the Mediterranean : Distribution, population status, conservation.

Guía de los Elasmobranquios de Europa 2008 OCEANA.

Guijarro B., Quetglas A., Moranta J., Ordines F., Valls M., González N., Massutí E. Inter- and intra-annual trends and status indicators of nektobenthic elasmobranchs off the Balearic Islands (northwestern Mediterranean). *Scientia Marina* 76(1): 87-96

Gutiérrez-Galindo E.A., Flores Muñoz G., Ortega Lara V., Villaescusa Celaya J.A., 1994. Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza de Baja California (México)–California (E.U.A.). Ciencias Marinas 20 105–124.

Hall P.O.J., Anderson L.G., Holby O., Kollberg S., Samuelsson, M., 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm I: Carbon. Marine Ecology Progress Series 61, 61–73.

Hall P.O.J., Holby O., Kollberg S., Samuelsson M., 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm IV: Nitrogen. Marine Ecology Progress Series 89, 81–91.

Heist, E.J., (2008). Molecular markers and genetic population structure of pelagic sharks.

Heist, E.J., Musick, J.A. and Graves, J.E., (1996). Genetic population structure of the shortfin mako (Isurus oxyrinchus) inferred from the restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA.

Hilbig B. 1995. Family Dorvilleidae, Chamberlin, 1919. Taxonomic Atlas of the Benthic Fauna of the Santa Maria Basin and the Western Santa Barbara Channel. Blake J.A., Hilbirg B., Scott P.H. (Eds). Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, California, USA pp. 341-364.

Hill, S., Burrows, M.T. y Hawkins, S.J. 1998. Intertidal reef biotopes (Volume VI) : An overwiew of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association form Marine Science (UK Marine SACs Project). 84 pp.

Hiscock, K. 2001. Procedural Guideline nº 3-2. *In* situ survey of intertidal biotopes using abundances scales and checklists at exact locations (ACE surveys). En: Marine Monitoring Handbook (ed. Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D. Khan, E. Sanderson, W. Turnbull, C. Malcom, V.). Join Nature Conservation Commitee

Holbrook, S. J., Schimitt, R. J. & Stephens, J. A., 1997. Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. Ecol. Appl., 7: 1299–1310.

Holmer M., Kristensen E., 1992. Impact of marine fish cage farming on sediment metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Marine Ecology Progress Series. 80, 191–201.

http://www.eurosion.org/project/eurosion_es.pdf

http://www.wri.org/project/eutrophication/map

ICCAT (2008). Field manual.

ICCAT. Boletín estadístico, vol. 35.

ICCAT. Madrid, 14 de febrero de 2005.

Informe de las sesiones de evaluación de los stocks de atún blanco del Mediterráneo y del Atlántico Sur de ICCAT. (Madrid, España -25 a 29 de julio de 2011).

Informe de la reunión de evaluación del stock de marrajo sardinero de 2009 SCI-032/2009 (SCRS/2009/014) (Copenhague, Dinamarca, 22 a 27 de junio de 2009).

Informe de la sesión de evaluación 2010 del stock de atún rojo del Atlántico (Madrid, España 6-12 de septiembre 2010).

Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. Advances in Marine Biology, 34: 201-352.

Jennings S, Greenstreet SPR, Reynolds JD. 1999. Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. Journal of Animal Ecology 68: 617-627.

Karakassis I., Hatziyanni E., Tsapakis M., Plaiti W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes, Marine Ecology Progress Series 184, 205–218.

Karakassis I., Hatziyanni E., Tsapakis M., Plaiti, W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES Journal of Marine Science. 57, 1462–1471.

Kitching, J.A. Macan, T.T. y Gilson, H.C. 1934. Studies in sublittoral ecology. I. A submarine gulley in Wembury bay, S. Devon. J. mar. boil.Ass. UK 19: 677-705.

Kostely, V.E., Willians, G.A. Mak, Y.M. 1996. Macrofaunal community structure and habitat complexity: the importance of substratum complexity in assessing rocky shore communities. En: (Kostely, V.E. ed.) Spatial heterogeneity and habitat complexity affectin marine littoral fauna. pHD thesis, Göteborg University.

Labrune C., Amouroux J.M., Sarda R., Dutrieux E., Thorin S., Rosenberg R., Grémare A. 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. Marine Pollution Bulletin 52, 34–47.

Laffoley, D.d'A., Connor, D.W., Tasker, M.L., Bines, T., 2000. Nationally important seascapes, habitats and species. A recommended approach to their identification, conservation and protection. English Nature Research Reports 392 17pp.

Laubier, L. 1966. Le coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco* 43, 139–316.

Laurent L, Camiñas JA, Casale P, Deflorio M and 5 others (2001) Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations.

Lewis, J.R. 1964. The Ecology of Rocky Shores. English Universities Press, London.

Lewison, R. L., Freeman, S. A., Crowder, L. B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles.

López-Jurado, L. F., Mateo, J. A., Andreu, A. (1997). Dermochelys coriacea (Vandelli, 1761). Pp. 446-448. En: Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal.

Lozano, M.; Baro, J.; García, T.; Frías, A.; Rey, J. y Báez, J.C. (2011). Loggerhead sea turtle bycatch data in artisanal fisheries within a marine protected area: fishermen surveys versus scientific observations.

Luna Perez, B., Valle, C. y Sanchez-Lizaso, J.L. 2009. Benthic impacto f recreacional divers in a Mediteranean Marine Protected Area. ICES Journal of Marine Science 66: 517-523

Luna Perez, B., Valle, C., Vega-Fernandez, T., Sanchez-Lizaso, J.L., Ramos Esplá, A.A. 2010. *Halocynthia papillosa* (Linneaus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. Ecological indicators 10: 1017-1024.

Luoma S.N., Johns C., Fisher N.S., Steinberg N.A., Oremland R.S., Reinfelder J. 1992. Determination of selenium bioavailabity to a benthic bivalve form particulate and solute pathways. Environmental Science and Technology 26, 485-491.

Llorens Pascual del Riquelme, M., 2004. "*Los recursos naturales de la Región de Murcia* ISBN/ISSN: 978-84-8371-368-6.

Lloret, J. y Planes, S. Condition, feeding and reproductive potencial of White seabream Diplodus sargas as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean.

Macías, D.; Gómez-Vives, M.J.; Benjumea, M.E.; Saber, S.; Godoy, D. y Báez, J.C. Catch rates of albacore (Thunnus alalunga) from the Spanish recreational fishery in the Balearic sea (Mediterranean sea), 2004-2009 (SCRS/2009/137).

Macías, D.; Báez, J.C.; Gracía-Barcelos, S. y Ortíz de Urbina, J.M. (2012). Dolphinfish bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2010. TheScientificWorldJournal, ID 104389, 9 pages.

Makoto Miyake (1990). Field manual for statistics and sampling of atlantic tunas and tuna-like fishes.

Manual ICCAT (2006).

Manual ICCAT (2004).

Margaritoulis, D., Rees, A. (2001). The loggerhead turtle, Caretta caretta, population nesting in Kiparissia Bay , Peloponnesus , Grece: results of beach surveys over seventeen seasons and determination of the core nesting habitat.

Margules, C. y Usher, M.B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potencial. A review. Biological Conservation 4:79-109.

Martínez J., Adarraga I. 2003. Estructura y evolución temporal de los sedimentos y de las comunidades bentónicas afectadas por los vertidos de un colector de aguas residuales en San Sebastián (Guipúzcoa) (golfo de Vizcaya). Boletin del Instituto Español de Oceanografía 19, 345–370.

Martínez-Lladó X., Gibert O., Martí V., Díez S., Romo J., Bayona J.M., de Pablo J., 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities. Environmental Pollution 149, 104–113.

Massutí E., Moranta J. 2003. Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* 60: 753-766.

Massutí E., Reñones O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina* 69: 167-181.

Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M. N., Camiñas, J. A., Casale, P., De Metrio, G., Demetropoulos, A., Gerosa, G., Godley, B. J., Haddoud, D. A., Houghton, J., Laurent, L. & Lazar, B., (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean sea: present knowledge and conservation perspectives.

Mather, F.J., Mason, Jr., J.M. and Jones, A. (1995). Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna.

Medina, R..2011. "Estudio de alternativas de actuación en la Manga del Mar Menor, en el tramo de costa entre el Puerto de San Pedro del Pinatar y el Cabo de Palos". Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. G. Sostenibilidad de la Costa y del Mar. Demarcación de Costas en Murcia. Informe todavía Inédito.

Mediterranean Action Plan – UNEP Regional Activity Centre For Specially Protected Areas. Interaction of Marine Turtles with Fisheries in the Mediterranean.

Megalofonou, P. , Yannopoulos, C. , Damalas, D. , De Metrio, G. , Deflorio, M. , De La Serna, J.M., Macias, D. Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea.

Meiggs T.H.O. 1980. The use of sediment analysis in forensics investigations and procedural requirements for such studies. Contaminants and sediments. Vol 1. Baker (Ed.). pp. 271-287.

Mejuto, J., J.M. de la Serna. Standardized catch rates in number and weight for the swordfish (Xiphias gladius) from the spanish longline fleet in the Mediterranean sea, 1988-1993. SCRS/1994/053.

Menéndez, M. y F.A., Comin, 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Est. Coast Shelf Sci*., 51: 215-226.

Menendez Prieto, A. El Plan Integral de Protección del Delta del Ebro. http://www.ciccp.es/biblio_digital/Urbanismo_I/congreso/pdf/040301.pdf

Middleboe, A.L. y S. Markager, 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. Freshwater Biology 37: 553-568.

Milazzo, M. y Ramos-Esplá, A.A. Methods for studying of trampling on rocky shallow areas. In: Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. R. Goñi, M. Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, L. Le Dirach & G. Bernard (eds.). MAST-Ecomare, GIS Posidonie publ. Fr.: 63-68

Monzon-Arguello, C., C. Rico, E. Naro-Maciel, N. Varo-Cruz, P. López, A. Marco and L.F. López-Jurado.(2010). Population structure and conservation implications for the loggerhead sea turtle of the Cape Verde Islands.

Moon H.-B., Yoon S.-P., Jung R.H., Choi M. 2008. Wastewater treatment plants (WWTPs) as a source of sediment contamination by toxic organic pollutants and fecal sterols in a semi-enclosed bay in Korea. Chemosphere 73, 880–889.

Moore, J.E.; Cox, T.M.; Lewison, R.L.; Read, A.J.; Bjorkland, R.; McDonald, S.L.; Crowder, L.B.; Aruna, E.; Ayissi, I.; Espeut, P.; Joynson-Hicks, C.; Pilcher, N.; Poonian, C.N.S.; Solarin, B. y Kiszka, J. (2010). An interview-based approach to assess marine mammal and sea turtle captures in artisanal fisheries.

Morales J. A., Borrego J., Flor G., Gracía F. J., 2009. 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda (Bancales Sublitorales). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 57 p.

Moranta J., Stefanescu C., Massutí E., Morales-Nin B., Lloris D. 1998. Fish community structure and depth-related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 171: 247-259.

Movements of bluefin tuna (Thunnus thynnus) tagged in the mediterranean sea with pop-up satellite tags (SCRS/2004/114).

Munari C., Mistri M. 2007. Evaluation of the applicability of a fuzzy index of ecosystem integrity (FINE) to characterize the status of Tyrrhenian lagoons. Marine Environmental Research 64, 629–638.

Munari C., Mistri M. 2008. The performance of benthic indicators of ecological change in Adriatic coastal lagoons: Throwing the baby with the water? Marine Pollution Bulletin 56, 95-105.

Muxika I., Borja A., Bald J. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55, 16–29.

Ocaña, O., García-de-los-Ríos, A. (2002): Las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos de la región de Ceuta y áreas próximas. Estudio faunístico, ecológico, veterinario y de la distribución de las especies de cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta.

Occhipinti-Ambrogi A., Forni G., Silvestri C., Argyrou M., Jordana E., Mavric B., Pinedo S., Simboura N., Urbanic G., 2009. The Mediterranean intercalibration exercise on soft-bottom benthic invertebrates with special emphasis on the Italian situation. Marine Ecology 30, 495–504.

OCEANA (2009). Lucha por los tiburones amenazados. La tragedia de las especies sin gestión pesquera.

Olsgard, F. y Gray,J.S. 1995. A comprenhensive análisis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. Marine Ecology Progress Series 122: 277-306.

Ordines F., Massutí E., Guijarro B., Mas R. 2006. Diamond vs square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquatic Living Resources* 19: 329–338.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Ortega, M., 2001. ***Impactos sobre la calidad ambiental de los humedales Almerienses. Propuesta de un índice de integridad ecológica*****. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Inédito.**

Ortega, M., Casa, J.J., Aguilera, P.A y Castro, H., 2000. Hidrochemical characterization of wetlands in a semi-arid region of Eastern Andalucía (Almería, Spain): A preliminary study. ***Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*****, 27: 372-377.**

Paganelli D., Forni G., Marchini A., Mazziotti C., Occhipinti-Ambrogi A., 2011. Critical appraisal on the identification of reference conditions for the evaluation of ecological quality status along the Emilia-Romagna Coast (Italy) using MAMBI. Marine Pollution Bulletin 62, 1725-1735.

Palmer M., Quetglas A., Guijarro B., Moranta J., Ordines F., Massutí E. 2009. Performance of artificial neural networks and discriminant analysis in predicting fishing tactics from multispecific fisheries. ***Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*** **66: 224–237.**

Pearson T.H., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology. An Annual Review 16, 229–311.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Mediterranee. Recueil des Travaux de la Station Marine d´Endoume. Bulletin nº34, fasc. Nº7. 137 pp.

Pérès, J. M. 1982. Zonations. En ***Marine Ecology*** **V (1) Ed. O Kinne, pp 9-46, John Wiley, Chichester, London.**

Pérès, J. y Picard, J.M. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. ***Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*** **31(47), 1–131.**

Pérez Ruzafa, A., J.A. García-Charton, E. Barcala y C. Marcos, 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal Works in a coastal lagoon: the Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). ***Marine Pollution Bulletin*** **53:107-120.**

Pérez Ruzafa, A., C. Marcos y I. Pérez Ruzafa, 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprencsión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Phillips D.J.H. 1978. The use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments - a review. Environmental Pollution 16, 167–229

Piet G., Lutchman I., Jennings S. 2007. Report of the Ad Hoc Meeting of independent experts on Indicators and associated data requirements to measure the impacts of fisheries on the marine ecosystem. 32 pp.

Pinedo S., Jordana E., 2007. Spain (Catalonia and Balearic Islands). In: Carletti, A., Heiskanen, A.S. (Eds.), Water Framework Directive Intercalibration Technical Report Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC Scientific and Technical Reports. JRC, ies, pp. 62–70.

Pinedo S., Jordana E., Salas F., Subida M.D., Garcia Adiego E., Torres J. 2012.Testing MEDOCC and BOPA indices in shallow soft-bottom communities in the SpanishMediterranean coastal waters. Ecological Indicators. 19, 98-105.

Pfannschmidt S., Heß M., Melzer R. Hofrichter R., Wilke M. Türkay M., Herzer K. 2001. Habitats y biocenosis. En: El Mar Mediterráneo. Fauna, flora, ecología. Parte I. R. Hofrichter (ed) Ediciones omega. Barcelona. pp 288-423.

Pleguezuelos, J. M. (Ed.). Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada,Granada.

Pranovi F., Da Ponte F., Torricelli P. 2007. Application of biotic indices and realtionship with structural and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a long time series of data. Marine Pollution Bulletin 54, 1607-1618

Quetglas A., Guijarro B., Ordines F., Massutí E. 2012. Stock boundaries for fisheries assessment and management in the Mediterranean: the Balearic Islands as a case study. ***Scientia Marina*** **76:17-28.**

Ramos, A.A., 1985. Contribución al conocimiento de las biocenosis bentónicas litorales de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante) En: ***La reserva marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante).*** **A.A. Ramos (ed.). Universidad de Alicante, Ayuntamiento de Alicante: 111- 147.**

Ramos-Esplá, A.A., Díaz-Valdés, M., Fernández-Torquemada, Y., Giménez, F., Abellán, E. & Izquierdo, A. 2005. Estudio de la franja litoral de la Comunidad Valenciana dentro de la Directiva Marco del Agua: Macrófitos e invertebrados bentónicos (Substrato rocoso). *Informe Técnico Universidad de Alicante, Conselleria del Territori i Habitatge, Generlitat Valenciana*. 93pp.

Ramos-Esplá, A.A, Vázquez, M., Izquierdo, A. y Antón, I. 2008. *Cartografía de las formaciones de vermétidos: Dendropoma petraeum en la Comunidad Valenciana y evaluación de su estado de conservación.* Universidad de Alicante (CIMAR), Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana, 120pp.

Rey, J.C., Alot, E., and Ramos, A. (1984). Synopsis biológica del bonito, Sarda sarda del Mediterráneo y Atlántico Este.

Riba I., Conradi M., Forja J.M., DelValls T.A. 2004. Sediment quality in the Guadalquivir estuary: lethal effects associated with the Aznalcollar mining spill. Marine Pollution Bulletin 48, 144–152.

Risueño Mata, P. Y J. Hernández Núñez De Arenas, 2000. Planes de recuperacion en peces en la comunidad valenciana: el Fartet y el Samaruc*. Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra, Serie Zoológica*, 26: 17-30

Rodríguez Estrella, T., 2009. El Mar Menor: Geología y sus relaciones con las aguas subterráneas del continente. En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Rodríguez-Roda,J. and A. Di Centa (1980). Área de puesta del atún, melva y bonito en las costas de España y Marruecos.

Rojo–Nieto, E., Álvarez–Díaz, P. D., Morote, E., Burgos–Martín, M., Montoto–Martínez, T., Sáez–Jiménez, J. & Toledano, F., (2011). Strandings of cetaceans and sea turtles in the Alboran Sea and Strait of Gibraltar: a long–time glimpse of the north coast (Spain) and the south coast (Morocco).

Rooker, J.R.; Secor, D.H.; Zdanowicz, V.S.; de Metrio, G. y Relini, L.O. (2003). Identification of Atlantic bluefin tuna (Thunnus thynnus) stocks from putative nurseries using otolith chemistry.

Rooker, J.R., Alvarado Bremer, J.R., Block. B.A., de Metrio, G., Corriero, A., Krause, R.T. Prince, E.D., Rodriguez-Marin, E. and Secor, D.H. (2007), Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (Thunnus thynnus).

Romero, I. 2011. Modification of the Assessment pressure methodology Land Uses Simplified Index (LUSI). MED GIG BQE Phytoplankton.

Ros, J., Romero, J., Ballesteros, E. & Gili, J.M. 1985. Diving in blue water: the benthos. In *Western Mediterranean*, R. Margalef (ed.), Oxford: Pergamon, 233–295.

Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H.C., Cederwall H., Dimming A. 2004. Marine quality assessment by uses of benthic species abundance distributions: a proposed new within the European Union Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 49, 728-739.

Ruiz, J.M., Ramos, A. y García, R. 2008. Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral del la región de Murcia. Instituto Español de Oceanografía.

Ruíz, J.M., Marin-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., 2009. Responses of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to *in situ* simulated salinity increase. Botanica Marina 52, 459-470.

Russ, G. R., 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*: 421–443 (P. F. Sale, Ed.). Academic Press.

Sabatés A. and Recasens, L. (2001). Seasonal distribution and spawning of small tunas, Auxis rochei and Sarda sarda in the northwestern Mediterranean.

Sáez J., Álvarez P. Informe sobre las Consecuencias de Las Maniobras Militares en el Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar.

Sala, E. Bouderesque, C.F., Harmelin-Vivien, M. 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of na old but untested paradigm. Oikos 82: 425-439.

Salas F., Marcos C., Neto J.M., Patrício J. 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. Ocean and Coastal Management 49, 308-331.

Sánchez-Lizaso, J.L., Romero, J., Ruíz, J.M., Gacia, E., Buceta, J.L., Invers, O., Torquemada, Y.F., Más, J., Ruíz-Mateo, A., Manzanera, M., 2008. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimise the impact of brine discharges from desalination plants. Desalination 221, 602-607.

Sardá R., Pinedo S., Gremare A., Taboada S. 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. ICES Journal of Marine Science 57, 1446-1453.

Senent Alonso, M. , D.Martínez, F. Cabezas, J.L. García y P. Baudron, 2009. Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

SEPA, 2005. Scottish Environment Protection Agency. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland. A manual of Procedures. Standard Monitoring Survey. Version 1.6. http://www.sepa.org.uk/guidance/fishfarmmanual/manual.asp.

Shea D. 1988. Developing national sediment quality criteria. Environmental Science and Technology 22, 1256-1281.

Shepard S, Reid DG, Greenstreet SPR. 2011. Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science,* 68: 1163-1972.

Shin Y-J, Rochet M-J, 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.

Simboura N., Reizopoulou S. 2008. An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece). Marine Pollution Bulletin 56, 116–126.

Simboura N., Zenetos A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. Mediterranean Marine Science 3, 77–111

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D., 2000. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. Ambio 29: 184–194.

Smith J., Shackley S.E. 2006. Effects of the closure of a major sewage outfall on sublittoral., soft sediment benthic communities. Marine Pollution Bulletin 52, 645–658.

Soltan, D. Verlaque, M., Bouderesque, C.F., Francour, P. 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of the Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plan. Marine Pollution Bulletin 42: 59-70.

Sostoa, A., Caiola, N. M., Vinyoles, D., Sánchez, S., Franch, C., Casals, F., Godé, L., Munné,A. (2003). Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya. Informe ACA.

http://www2.chj.gob.es/albufera/01_WEB_ED/01_AV_DSAV/04_GA/01_MC/Modelo_conceptual.htm

Stephenson y Stephenson, 1949. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coast. J. Ecol. , 37: 289-305.

Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K., Walker P.A. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 476–494. 2000

Subida M.D., Drake P., Jordana E., Marvric B., Pinedo S., Simboura N., Torres J., Salas F., 2012. Response of different biotic indices to gradients of organic enrichment in Mediterranean coastal waters: Implications of non-monotonic responses of diversity measyres. Ecological Indicators 19, 106-117

Tataranni M., Lardicci C., 2010. Performance of some biotic indices in the real variable world: a case study at different spatial scales in North-Western Mediterranean Sea. Environmental Pollution 158, 26–34.

Templado, J., Calvo, M., Boisset, F., García Carrascosa, A.M. & Jiménez, J. 2002. Flora y Fauna de la Reserva Marina de las islas Columbretes. Secretaría General de Pesca Marítima, MAPA, Madrid, 263 pp.

Templado, J. Guallart, J., Capa, M. y Luque, A. 2009. 1170 Arrecifes. En: W.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 142 p.

Tiews, K. (1963). An attempt to estimate the rate of transatlantic exchange of large bluefin tuna from German tuna catches by means of the feeding condition factor K.

Tomás J, Fernández M, Raga JA (2003) Sea turtles in Spanish Mediterranean waters: surprises in 2001.

Tserpes G., and N. Tsimenides (1995). Determination of age and growth of swordfish, Xiphias gladius L. 1758, in the eastern Mediterranean using anal-end spines.

Tserpes, G. Peristeraki and S.Somarakis (2001). On the reproduction of swordfish (Xiphias gladius) in the eastern Mediterranean.

UNESCO, 1981. Coastal lagoons research, present and future. UNESCO Technical Papers in Marine.

United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). 1992. Agenda 21 - Program of Action for Sustainable Development: Rio Declaration on Environment and Development, United Nation Conference on Environment and Development, June 1992, Rio de Janeiro, Brazil. New York: United Nations.

Vicente N. and de Gaulejac B. (1993). *Pinna nobilis* L. (Mollusque Bivalve), indicateur biologique du littoral Mediterraneen. In: Qualité du milieu marin. Indicateurs biologiques et physicochemiques, pp. 141-150. Gis Posidonie Publ., Marseille

Ward, T.J., Vanderklift, M.A., Nicholls, M.A. y Kenchington, R.A. 1999. Selecting marine reserves using habittas and species assemblages as surrogates for biological diversity. Ecological applications 9: 691-698.

Warwick R.M., Clarke K.R. 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. Journal of Marine Biological Association.UK 711, 225-244.

Warwick R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. Australian Journal Ecology 181, 63-80.

WFD CIS Guidance Document Nº 13. *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*. 27pp.

Willians P.H. y Gaston, K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher taxon richness predict wholesale species richness? Biological Conservation 67: 211-217.

Zacharias, M.A. y Roff, J.C. 2000. A hierarchical ecological approach to conserving marine biodiversity. Conservation Biology 14: 1327-1334.

Zarzo Martínez D. 2008 Desarrollo, implantación y tecnología de las EDARs. Actas curso. Internacional Faculty for Executives. IFAES. 19 y 20 de febrero. Madrid, Spain.

Zibrowius, H. y Ramos, A.A. 1983. Oculina patagonica, scléractiniaire exotique en Méditerranée – nouvelle observations dans le Sud-Est de l'Espagne. *Rap. Comm. Int. Explor. Sci. Médit.* (CIESM), 28 (3) : 297-301.

Anexo I. Glosario de términos y acrónimos

Glosario:

Comunidad: La comunidad (llamada también comunidad biótica) es un nivel de organización natural que incluye todas las poblaciones de un área dada y en un tiempo dado.

Descriptor: Característica cualitativa del medio que permite evaluar el estado del medio marino, así en la DMEM y la ley 41/2010 de protección del medio marino se han definido 11 descriptores en los que basar las evaluaciones del medio marino.

Ecosistema: Es una porción termodinámicamente abierta de la biosfera o "conjunto de componentes de tipo biótico y abiótico que interactúan a través del intercambio de materia y energía con otros componentes que pertenecen al mismo sistema y/o con componentes pertenecientes a otros sistemas". El componente biótico está compuesto por los organismos vivos que se organizan en comunidades y el medio ambiente abiótico correspondiente componente físico que también se conoce como geotopo.

Ecotipo o grupo funcional: aplicado en el documento para definir a un subgrupo de especies de un mismo ecotipo, pero que además comparten una misma función dentro del ecosistema con similitudes en el nicho ecológico y trófico, p.ej. peces y elasmobranquios demersales, pequeños peces pelágicos, etc.

Especie: Es una clasificación taxonómica que se aplica al grupo o comunidad de individuos que pueden cruzarse entre sí real o potencialmente.

Especie predominante: Aplicada a especies muy abundantes en regiones, hábitats o zonas concretas. En ocasiones el nombre de la especie se utiliza para denominar un hábitat concreto en el que su presencia es determinante para identificar el hábitat, en general especies sésiles o bentónicas.

Especies oportunistas (o tipo r): en este documento este término se aplica a especies caracterizadas por su crecimiento rápido, ciclo vital corto alcanzando rápidamente la madurez reproductiva, tamaño relativamente pequeño y alto potencial reproductor que les permite aprovechar al máximo situaciones en las que encuentran condiciones óptimas para su desarrollo. En general se considera que este desarrollo rápido en condiciones favorables puede afectar negativamente a otras especies más sensibles y por lo tanto afectar negativamente a la biodiversidad cuando se detectan estas explosiones poblacionales.

Especies sensibles, vulnerables (o tipo k): este término se utiliza en este documento para referirse a especies caracterizadas por una combinación crecimiento lento, ciclo vital largo, de tamaño relativamente grande (en especial mayor de la talla considerada para definir los peces grandes, 35 cm en la demarcación) y bajo potencial reproductor. Estas condiciones se dan en general en la mayoría de los elasmobranquios, muchas especies de profundidad y diversos grupos de teleósteos pero aun así se ha aplicado a algunas especies que no cumplen alguna de las premisas anteriores, pero si varias de ellas lo que les hace potencialmente más vulnerables al impacto de la pesca u otros impactos sobre los ecosistemas que ocupan.

Grupo o grupo taxonómico: agrupación de especies con similar nivel taxonómico y funcional en los ecosistemas: plancton, invertebrados, peces, reptiles, aves, mamíferos. En ocasiones estos ecotipos se subdividen en distintos ecotipos (ver más arriba) en función de su función, nicho ecológico y trófico.

Grupo funcional: ver ecotipo.

Hábitat: originalmente en ecología expresaba las condiciones físicas que rodean a una especie, población o comunidad, o en este caso y el mismo sentido de medio ambiente y geotopo. Hoy en día su significado es "el lugar en el que las características abióticas y bióticas pueden permitir la supervivencia de una cierta población".

Línea de base: (Derecho del mar) Las líneas de base son las líneas a partir de las cuales se mide el mar territorial, la zona contigua, la zona económica exclusiva y la plataforma continental. Nacen con el objeto de determinar la extensión de los distintos espacios marítimos de un Estado costero. Marcan el límite de las aguas interiores y de las zonas abarcadas por la DMA.

Paisaje: "Es una cierta porción de territorio, tal como la percibe la población, cuyo carácter deriva de factores naturales y / o humanos y de su interrelación".

Población: Se trata de un grupo de individuos de la misma especie que interactúan dinámicamente entre sí en un área determinada y que tienen características típicas del grupo.

Valor de Referencia Favorable: concepto utilizado para evaluar el estado de un hábitat respecto al Buen Estado Ambiental (BEA) como favorable o desfavorable. Acrónimo FRV: *Favourable reference Value*

Acrónimos y abreviaturas:

ACCOBAMS: Acuerdo para la conservación de los cetáceos en el Mar Negro, el Mediterráneo y las áreas colindantes del Atlántico.

ASCOBANS: Acuerdo para la conservación de los pequeños cetáceos del Mar del Norte y el Báltico.

BEA: Buen Estado Ambiental, definido dentro de la Ley 41/2010 de protección del medio marino aquel en el que éste da lugar a océanos y mares ecológicamente diversos y dinámicos, limpios, sanos y productivos en el contexto de sus condiciones intrínsecas, y en el que la utilización del medio marino sea sostenible, quedando así protegido su potencial de usos, actividades y recursos por parte de las generaciones actuales y futuras.

CEPESMA: Coordinadora para el Estudio y la Protección de las Especies Marinas (http://www.cepesma.org)

CITES: Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres.

CODA: proyecto para el estudio de la distribución de los cetáceos en mar abierto, acrónimo de: *Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic*.

CSF: Estado de Conservación de los Peces (*Conservation Status of Fish Species*), indicador para la evaluación de la biodiversidad utilizando como subrogado la diversidad de los peces demersales (Piet *et al.* 2007).

Dxx: Descriptor 1 a 11: cada uno de los 11 descriptores definidos en la DMEM y al Ley 41/2010.

DC2010: Decisión de la Comisión de 1 de septiembre de 2010 sobre los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas. Diario Oficial de la Unión Europea. 2010/477/UE. p. 232/14.

DH: Directiva de Hábitats: Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial L 206 de 22.7.1992, p. 7

DMA: Directiva Marco del Agua: Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea. 22.12.2000. L.237 1-73.

DMEM: Directiva Marco Estrategia Marina Europea: Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina). Diario Oficial de la Unión Europea. 25.6.2008. L.164 19-40. (Ver también MSFD)

EcoQO: Objetivo de Calidad Ecológica (*Ecological Quality Objective*)

EU DCF/DCR: programa europeo para la recolección de los datos necesarios para la aplicación de la Política Pesquera Común Europea. Acrónimos de *Data Collection Framework* y *DC Regulation* respectivamente.

EUNIS: Sistema de Información Europeo de la Naturaleza (acrónimo de *European Nature Information System*). Parte del Centro de Datos de la Biodiversidad de la Agencia Ambiental Europea. En EUNIS se catalogan hábitats y especies de todos los ambientes, no sólo marinos. En el presente informe hacer referencia a la clasificación de hábitats contenida en EUNIS (http://eunis.eea.europa.eu/index.jsp)

FRV: Valor de Referencia Favorable, de *Favourable Reference Value*, ver en glosario.

IBTSWG: Grupo de trabajo de Campañas de Arrastre que coordina en el seno del ICES las campañas de arrastre para la evaluación de recursos realizadas en el Atlántico nororiental europeo (*International Bottom Trawl Survey Working Group*)

ICCAT: Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (acrónimo del inglés: *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*).

ICES: Consejo Internacional para la Exploración del Mar (acrónimo del inglés: *International Council for the Exploration of the Sea*).

ICG-COBAM: Grupo de OSPAR para la evaluación y el seguimiento de la biodiversidad dentro de la MSFD, de ***I**ntersessional **C**orrespondence **G**roup on Biodiversity Assessment and Monitoring*

IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (http://www.iucn.org/), IUCN del inglés "*International Union for the Conservation of Nature*".

IWC: Comisión Ballenera Internacional (acrónimo del inglés: *International Whaling Comission*)

JRC: Centro Común de Investigación (CCI) de la Comisión Europea (acrónimo del inglés: *Joint Research Centre*)

LFI: Indicador de Proporción de peces grandes (del inglés *Large Fish Indicator*).

Lmax o L∞: Talla máxima o infinito, la talla máxima alcanzada por una población dada de una especie, o por una especie dentro de la serie histórica de datos. Utilizada principalmente en el caso de los peces.

LRC: Longitud Recta del Caparazón, medida estándar utilizada para las tortugas.

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Gobierno de España.

MEDITS: Proyecto europeo para recopilar el conocimiento de los recursos demersales en el Mar Mediterráneo mediante campañas de prospección directa anuales. Acrónimo de *International Trawl Survey in the Mediterranean*.

MSFD: Acrónimo de *Marine Strategy Framework Directive*, ver DMEM.

OSPAR: Comisión para la protección y conservación del Atlántico Noreste, formada a partir de las convenciones de Oslo (1972) y París (1974), que se fundieron en 1998.

PPC: Política Pesquera Común de la Unión Europea.

RMSJRC: *Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status*. Ref.: JCR EUR 24743 EN - 2011.

SBI: Indicadores Basados en el Tamaño

SCANS-II: proyecto *Life* europeo para el estudio de los pequeños cetáceos en el Atlántico europeo y el Mar del Norte (acrónimo de Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea).

SeaWiFS: proyecto de la NASA Para proporcionar a la comunidad científica datos cuantitativos de las propiedades bioópticas de los océanos, del acrónimo en ingles de "Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor" (http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/)

SEC: Sociedad Española de Cetáceos

SEC2011: *Commission Staff Working Paper: Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status*. Brussels, 14.10.2011 SEC(2011) 1255 final.

SEPRONA: SErvicio de PROtección de la Naturaleza es una unidad de la Guardia Civil en España, encargada de la conservación de la Naturaleza y los recursos hidráulicos, así como de la riqueza cinegética, piscícola, forestal.

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (http://www.iucn.org/es/), También citada como IUCN del inglés *International Union for the Conservation of Nature*.

UNCED: Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Declaración de Rio 1992 (de *United Nations Conference on Environment and Development*)

WGMME: Grupo de trabajo sobre la ecología de los mamíferos marinos del ICES (*Working Group on Marine Mammal Ecology*)

WoRMS: Base de datos Registro Mundial de Organismos Marinos Acrónimo de: *World Register of Marine Organisms* (WoRMS; http://www.marinespecies.org)

WSSD: Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburgo 2002 (de *World Summit on Sustainable Development*).

ANEXO II. Criterio 1.1. Distribución de las especies. Mapas de distribución de las especies más significativas de los grupos funcionales Peces y Elasmobranquios.

Apartado 1: Baleares

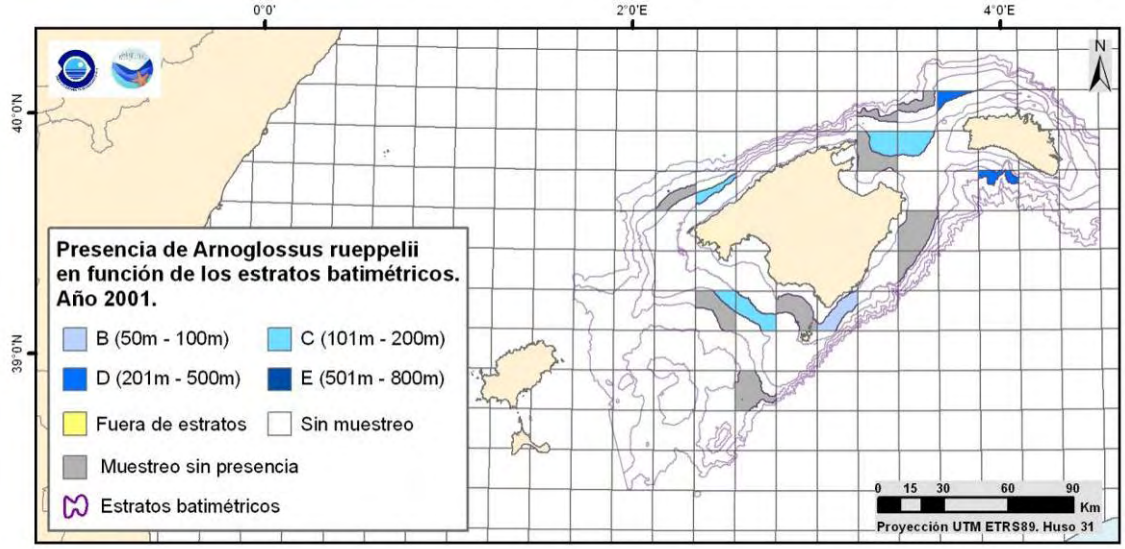


Figura 1. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

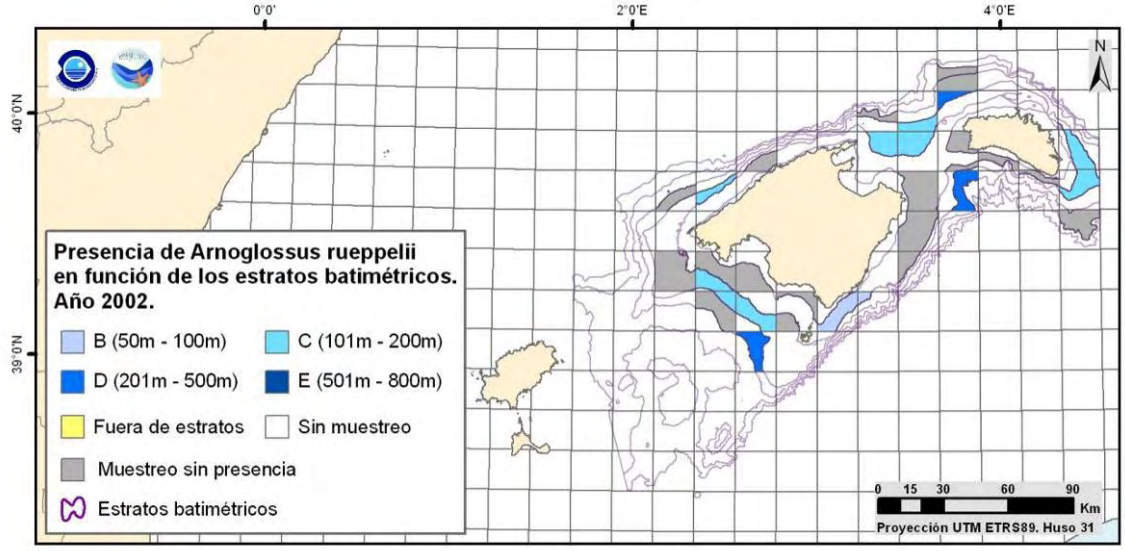


Figura 2. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

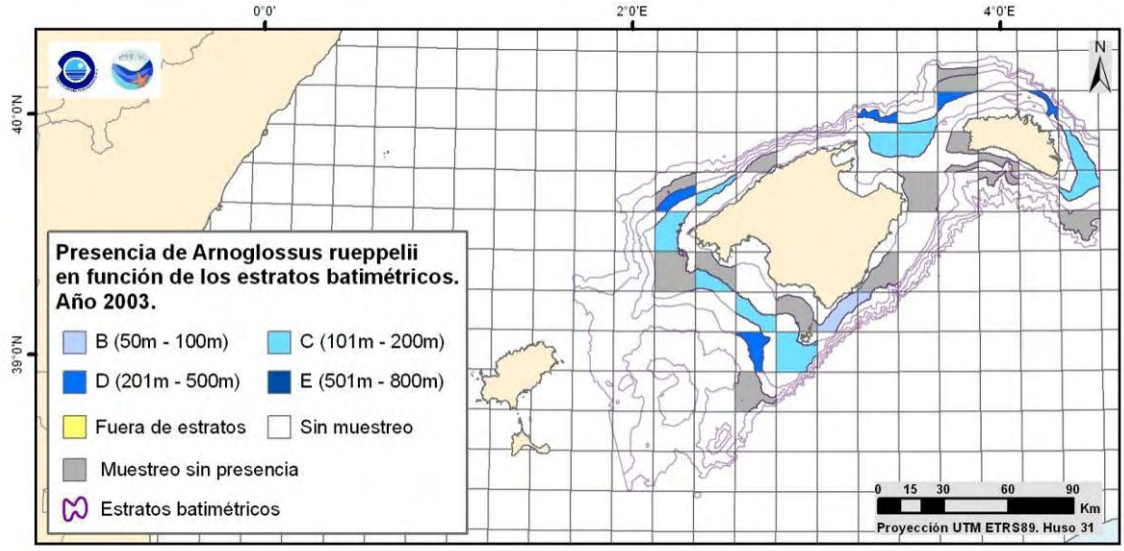


Figura 3. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

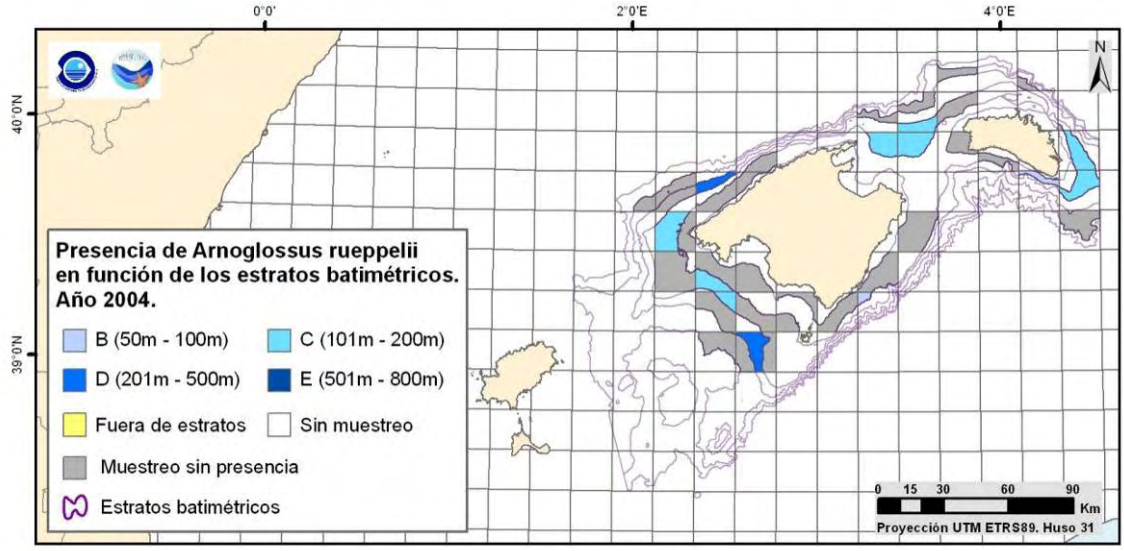


Figura 4. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

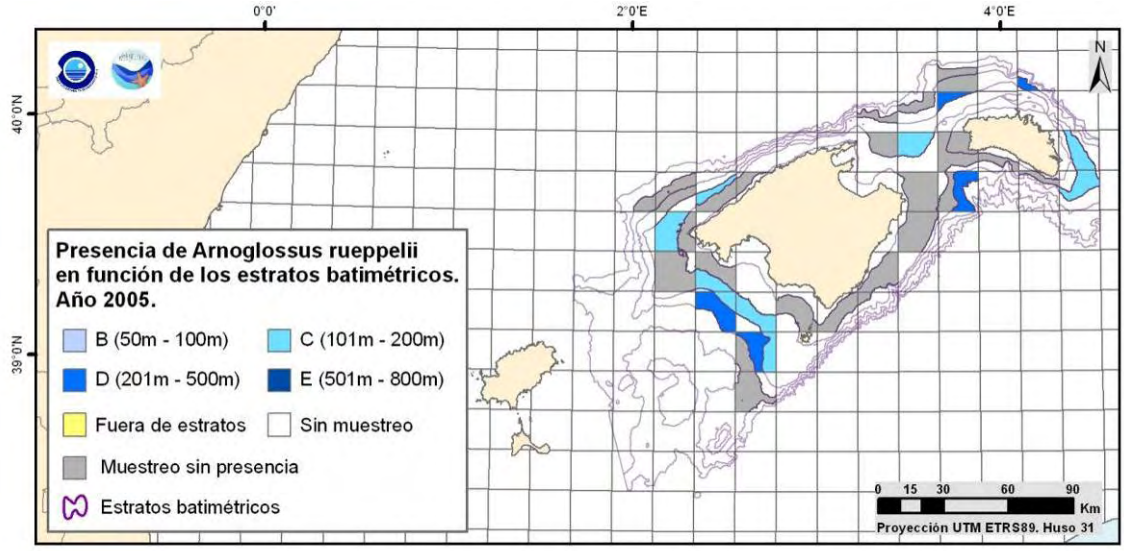


Figura 5. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

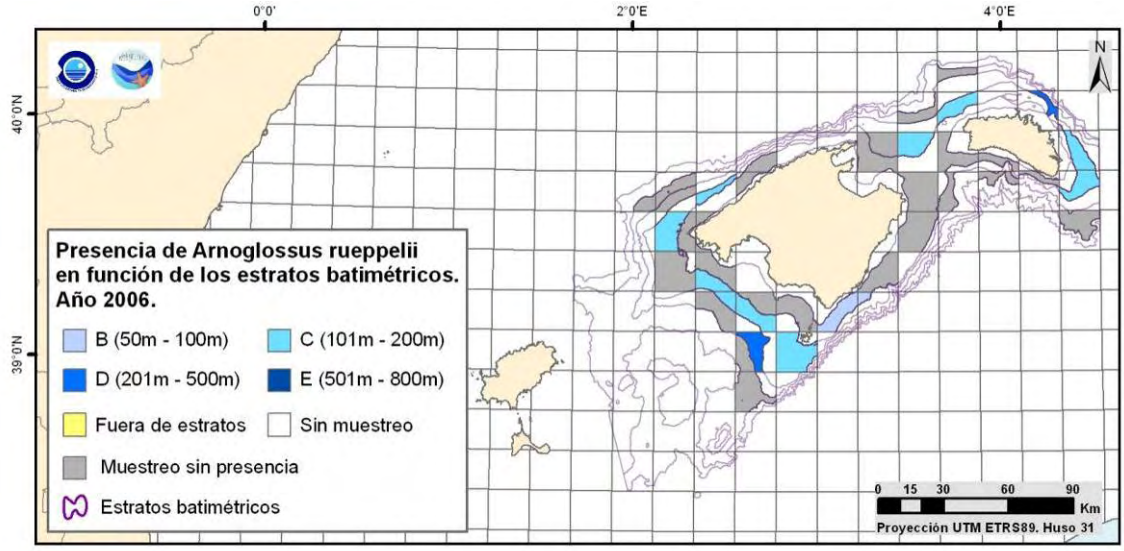


Figura 6. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

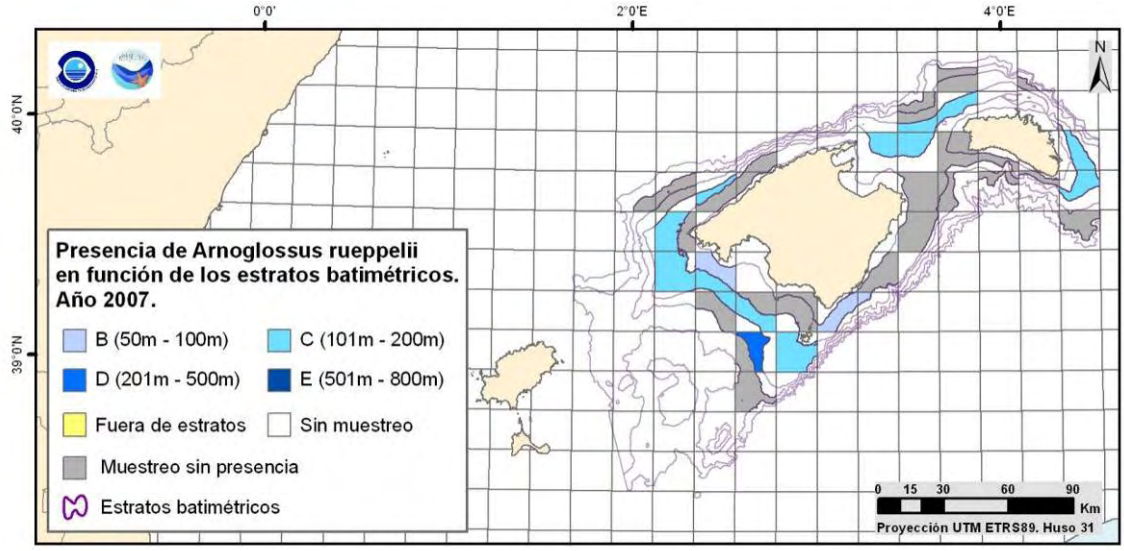


Figura 7. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

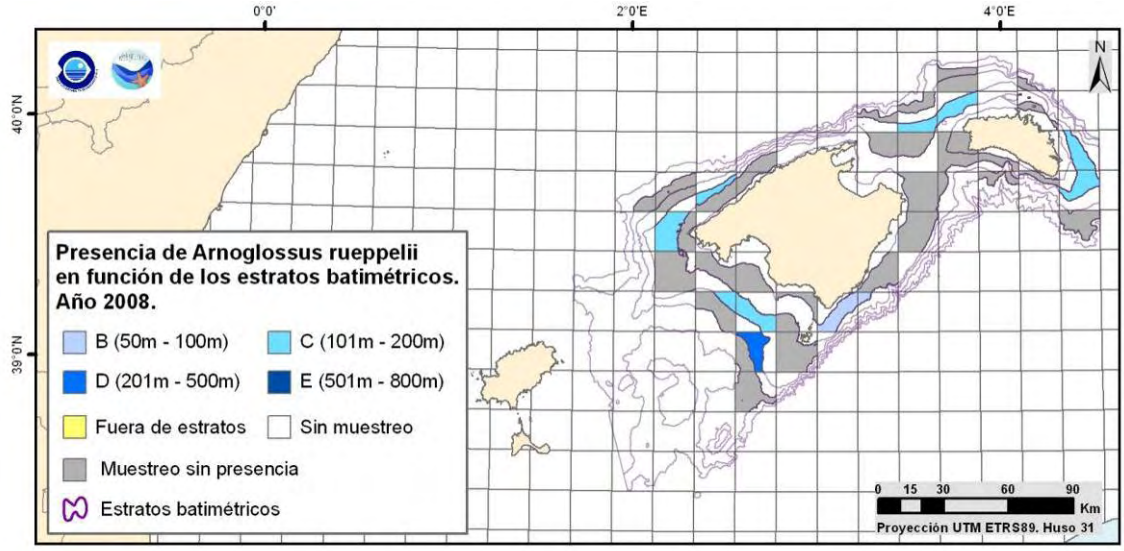


Figura 8. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

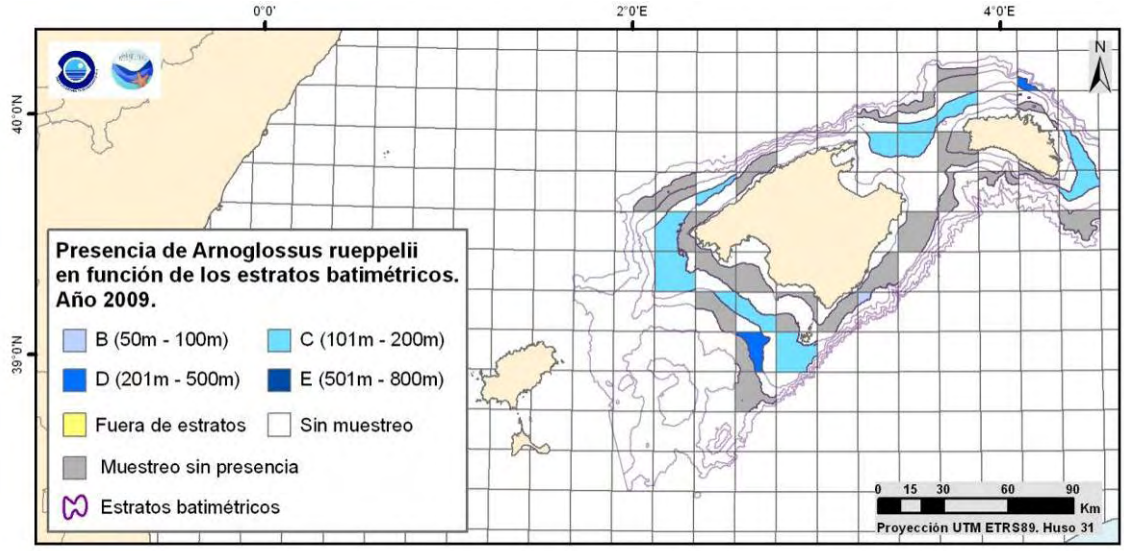


Figura 9. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

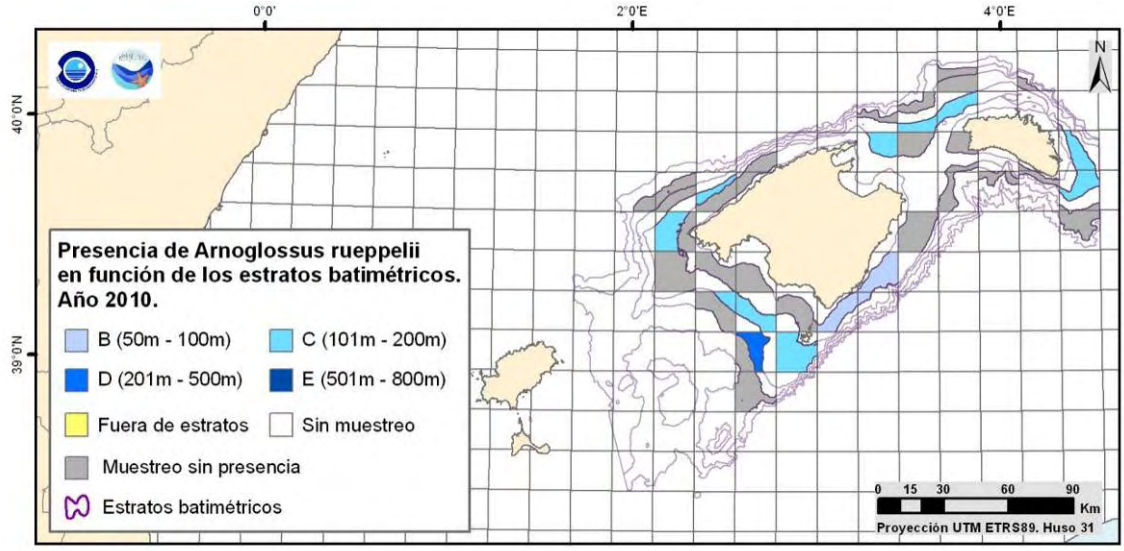


Figura 10. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

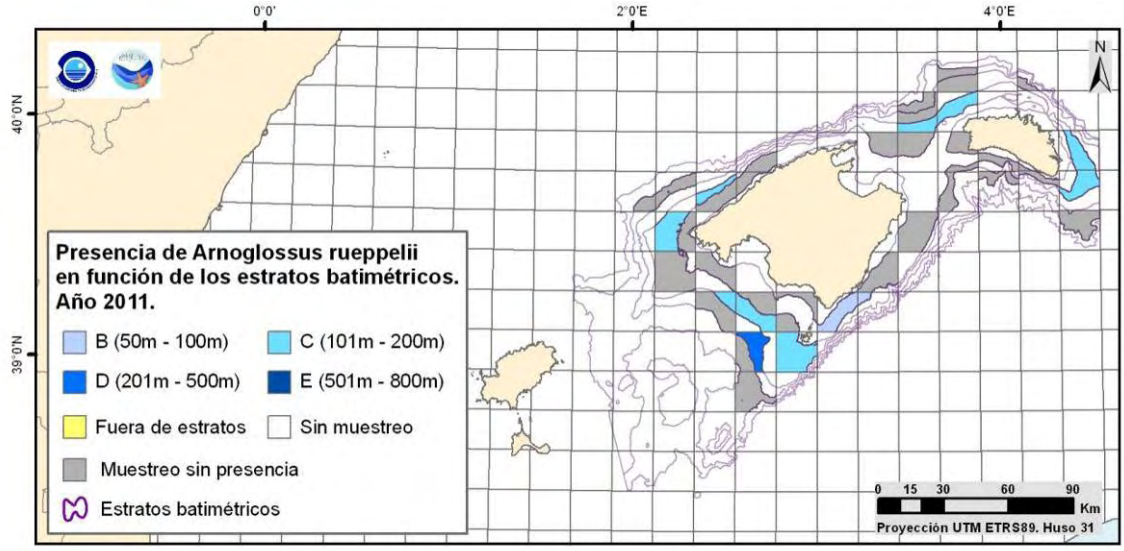


Figura 11. Mapas de distribución de *Arnoglossus rueppelii* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

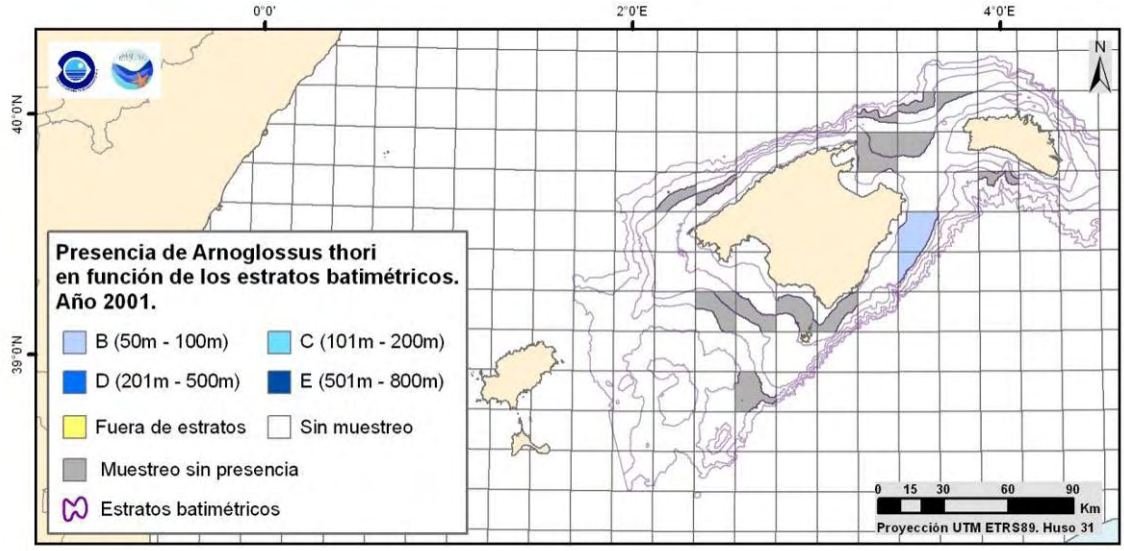


Figura 12. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

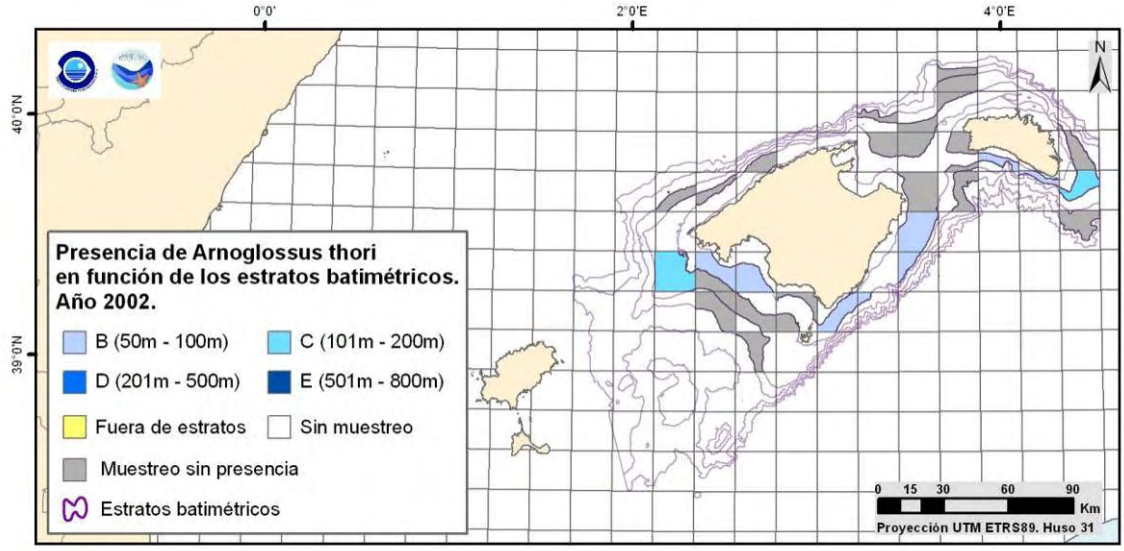


Figura 13. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

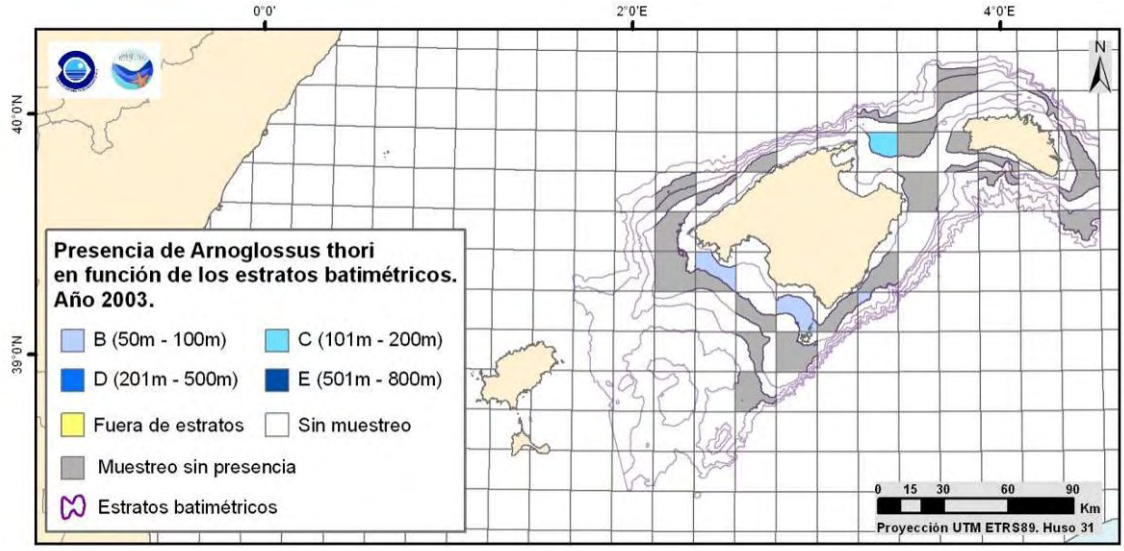


Figura 14. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

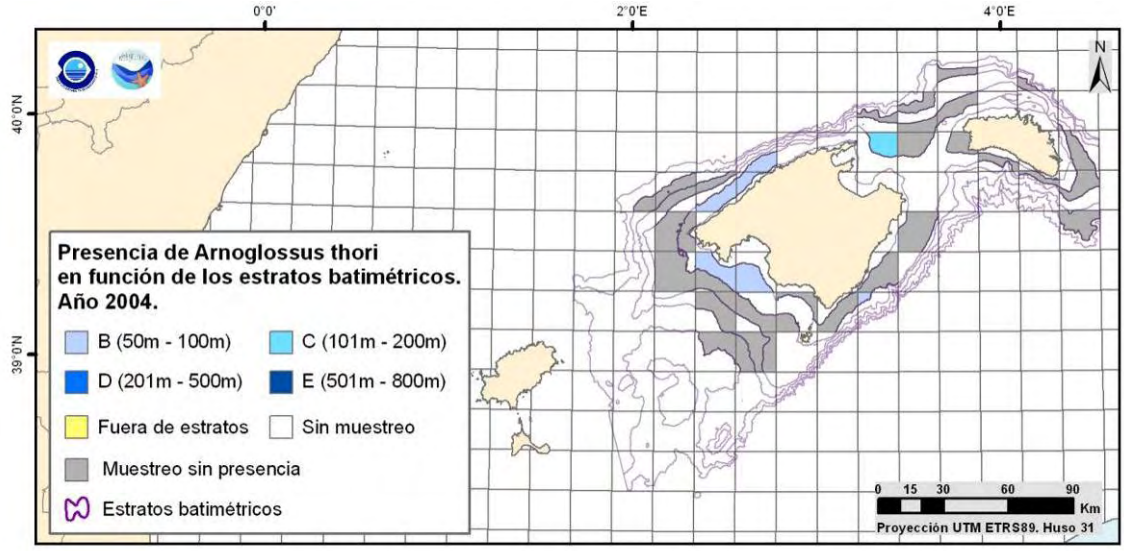


Figura 15. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

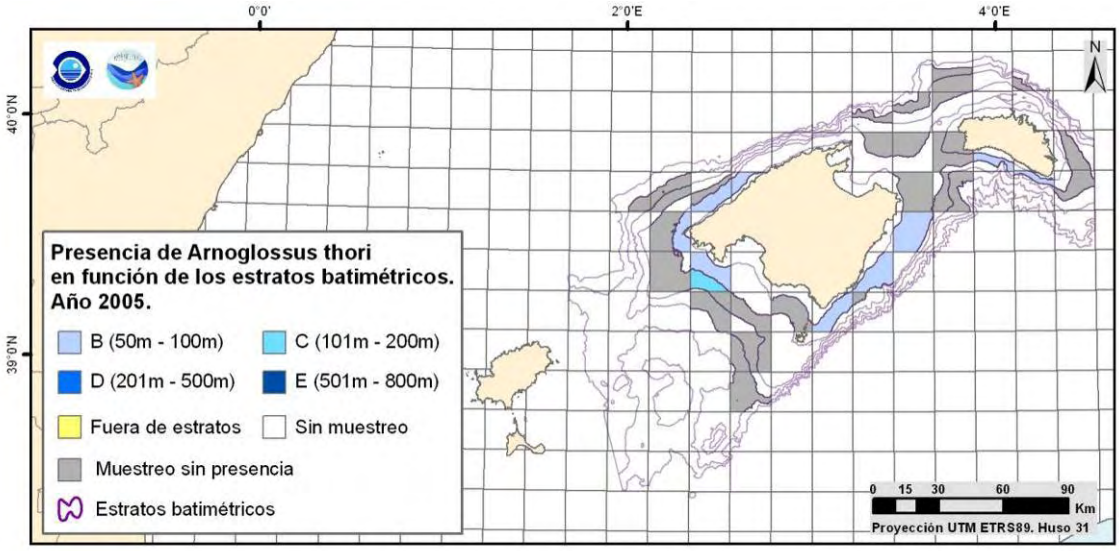


Figura 16. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

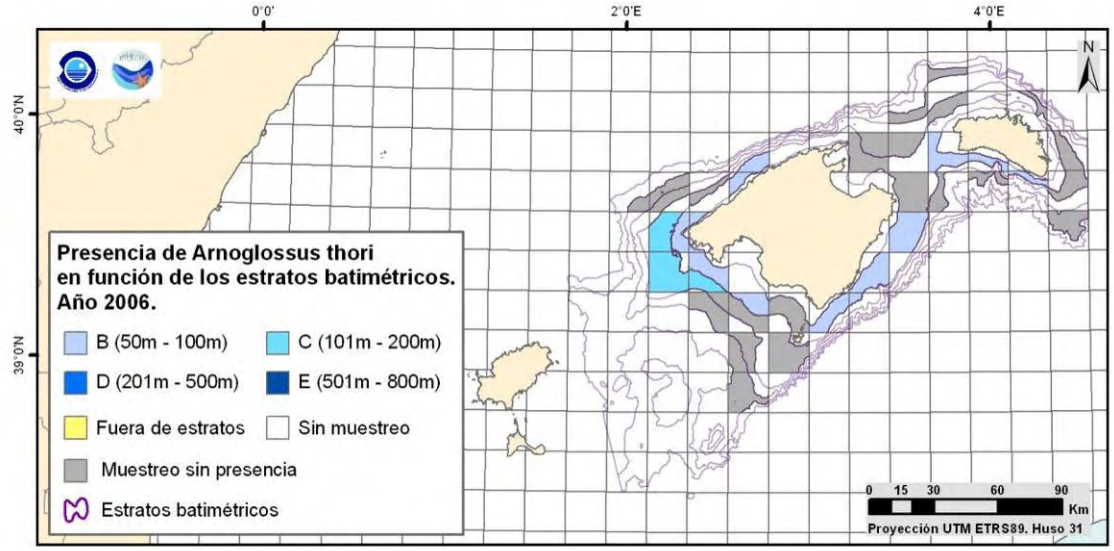


Figura 17. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

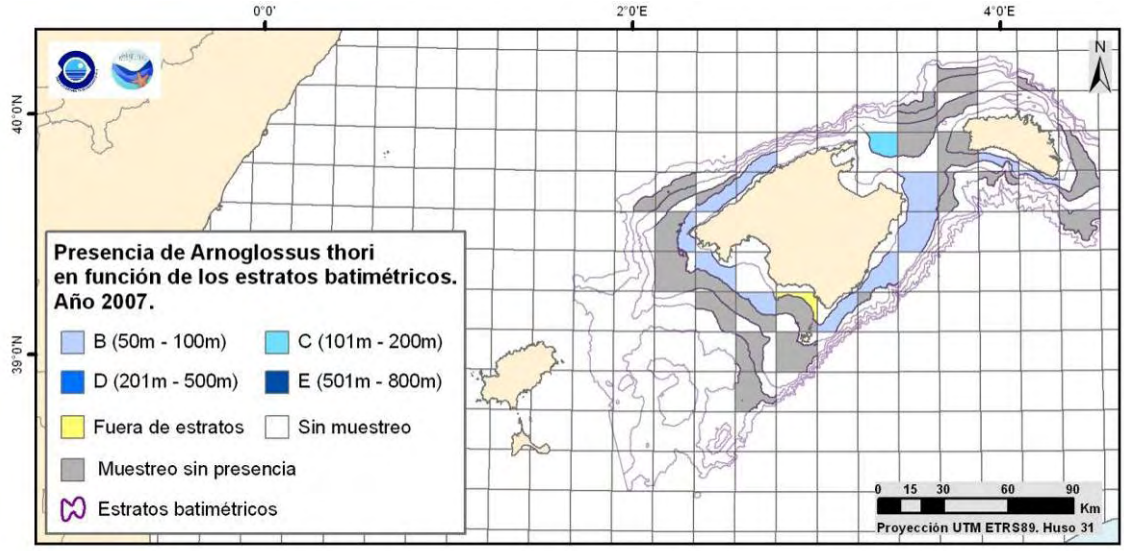


Figura 18. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

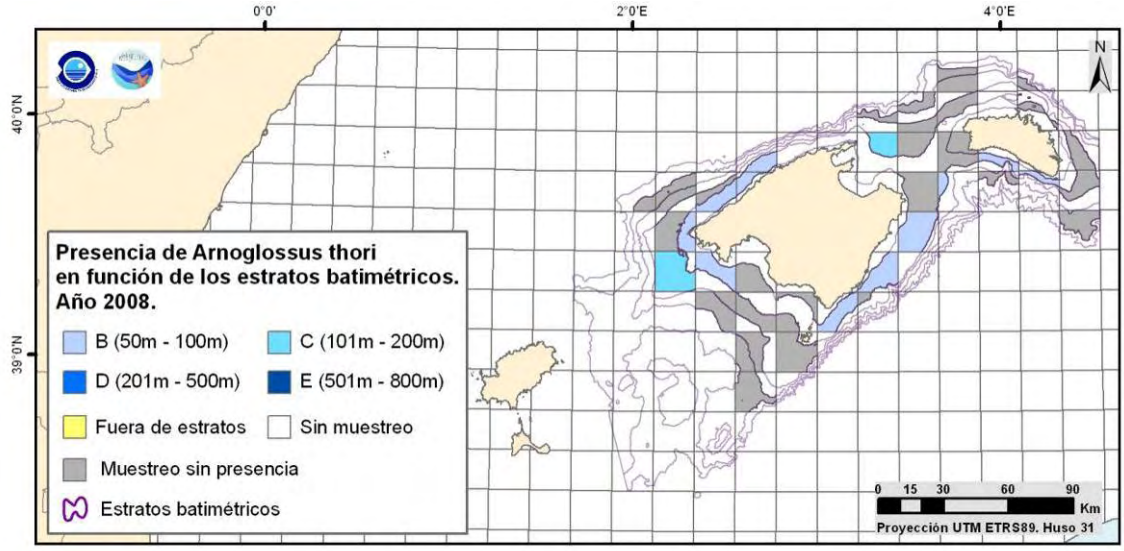


Figura 19. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

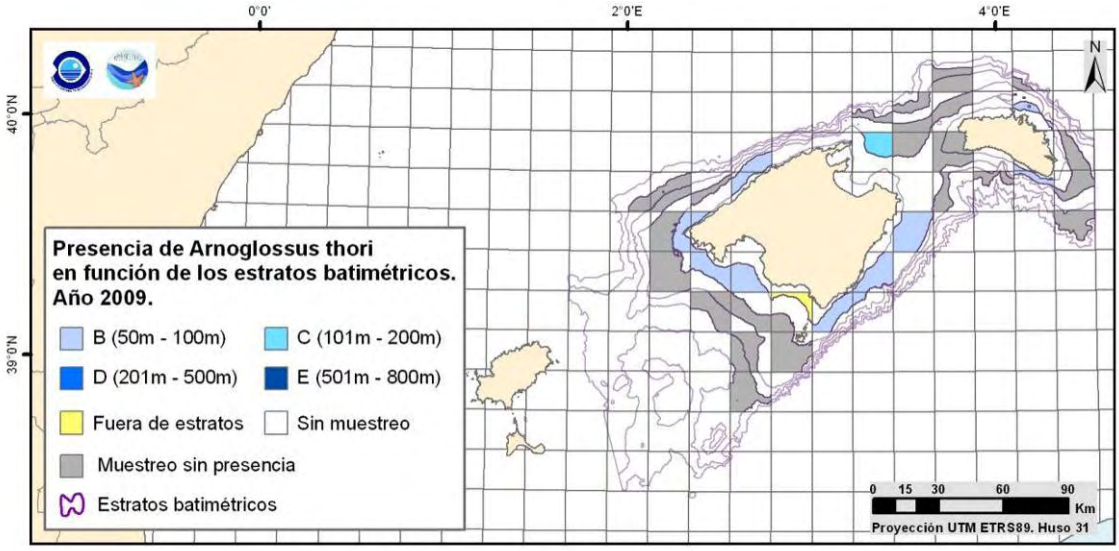


Figura 20. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

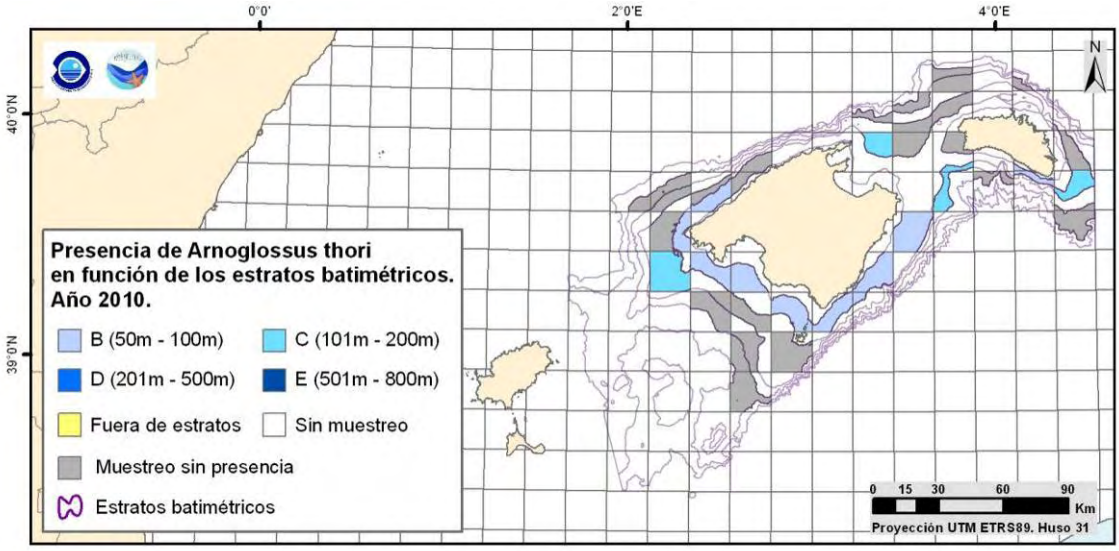


Figura 21. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

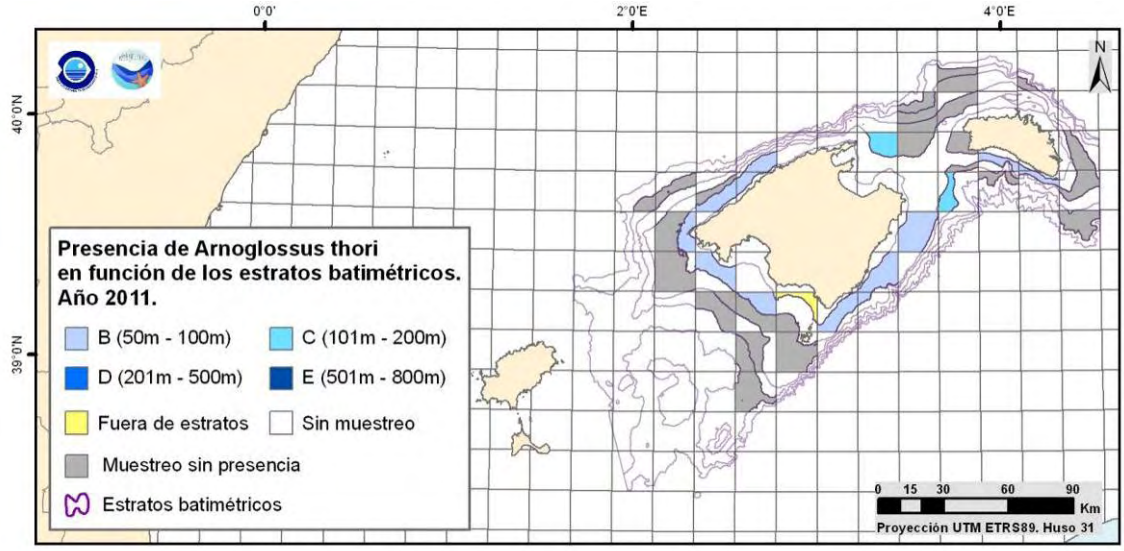


Figura 22. Mapas de distribución de *Arnoglossus thori* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

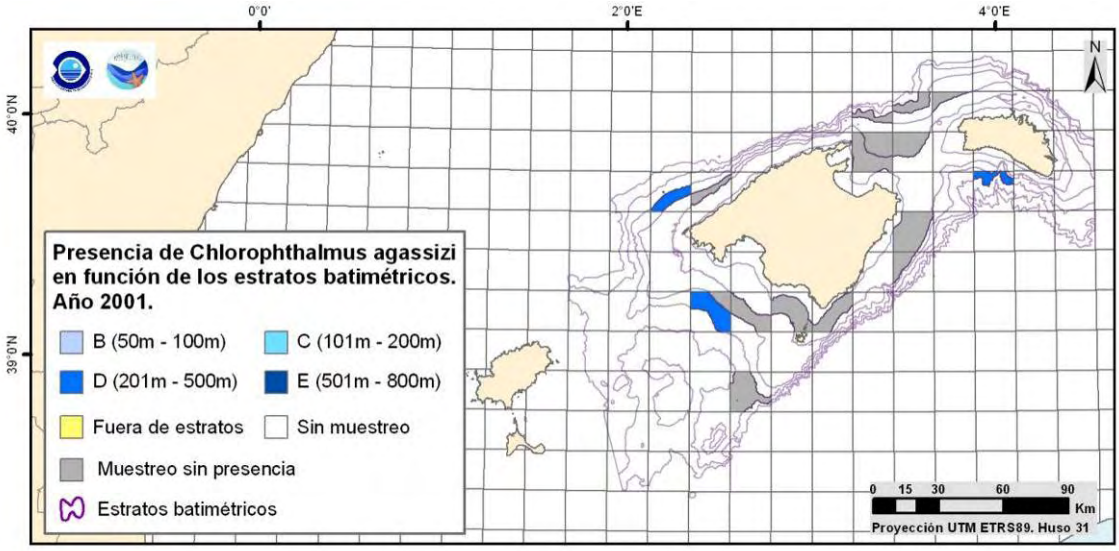


Figura 23. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

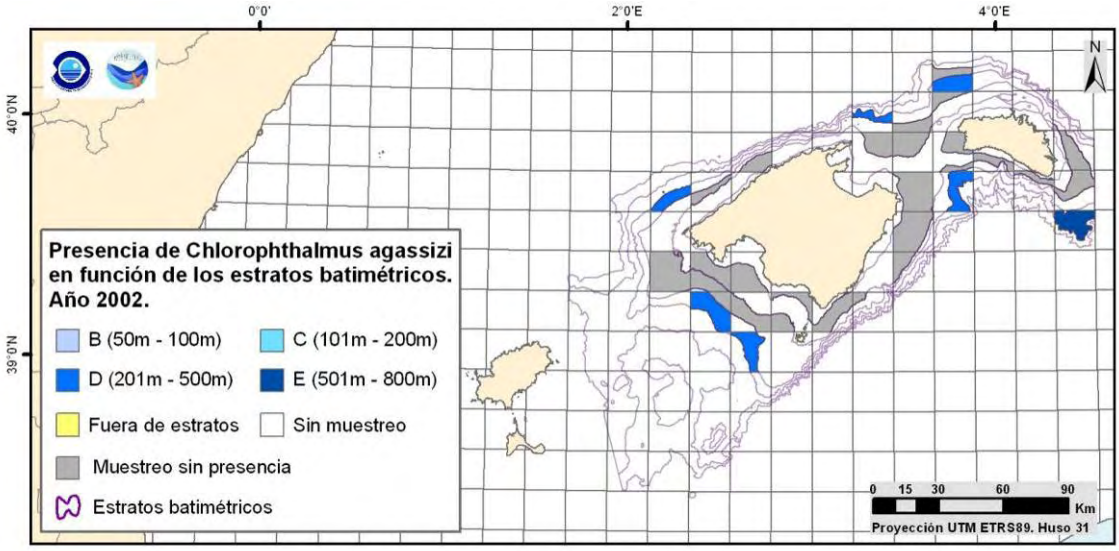


Figura 24. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

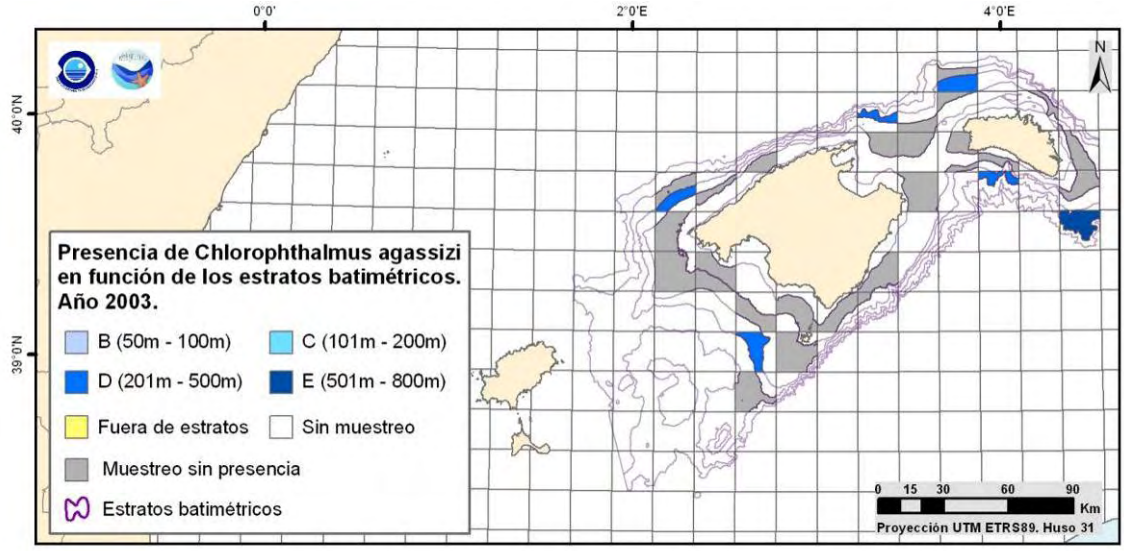


Figura 25. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

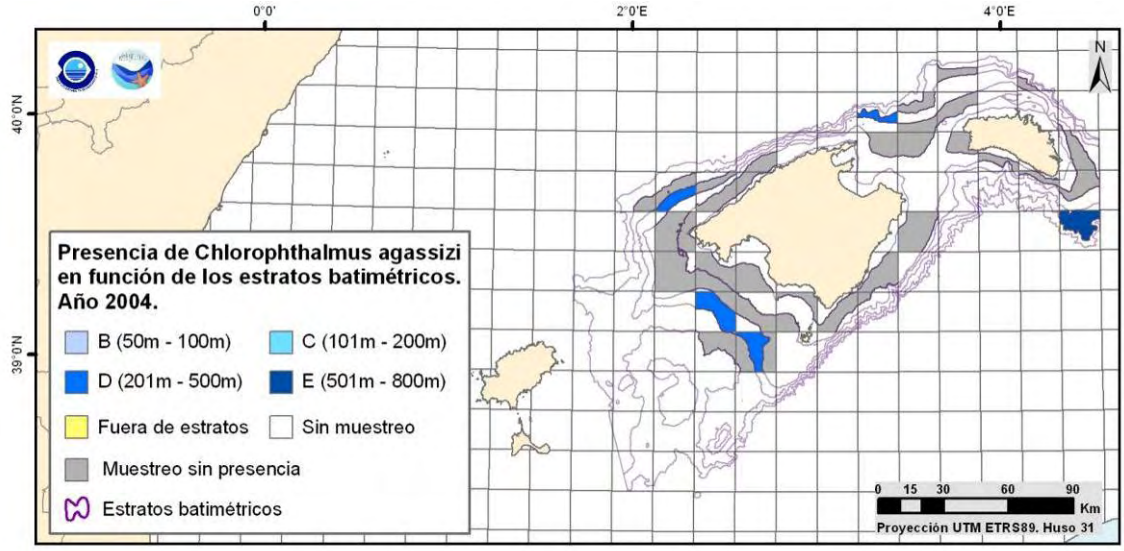


Figura 26. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

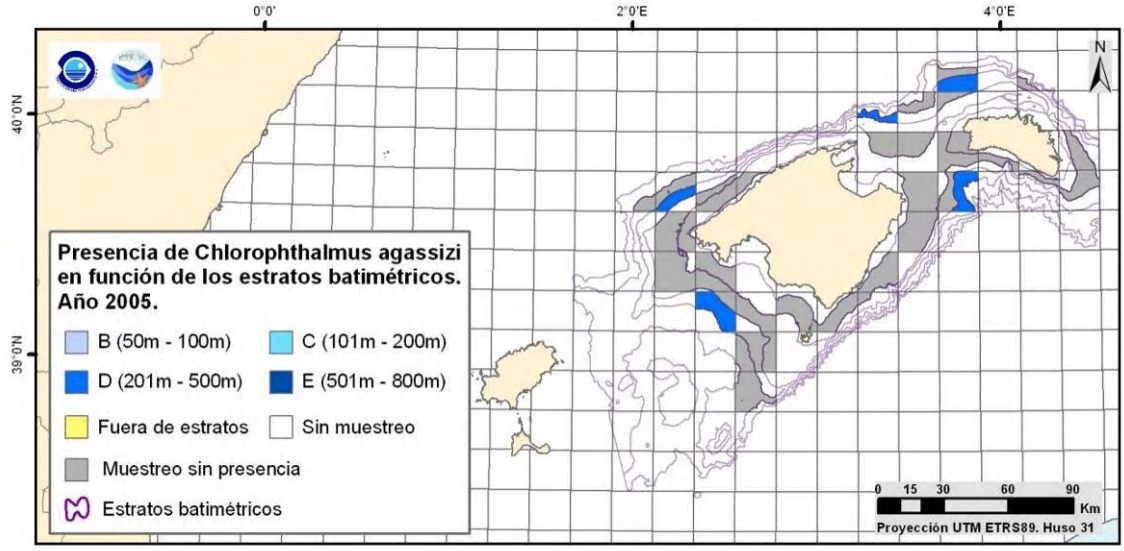


Figura 27. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

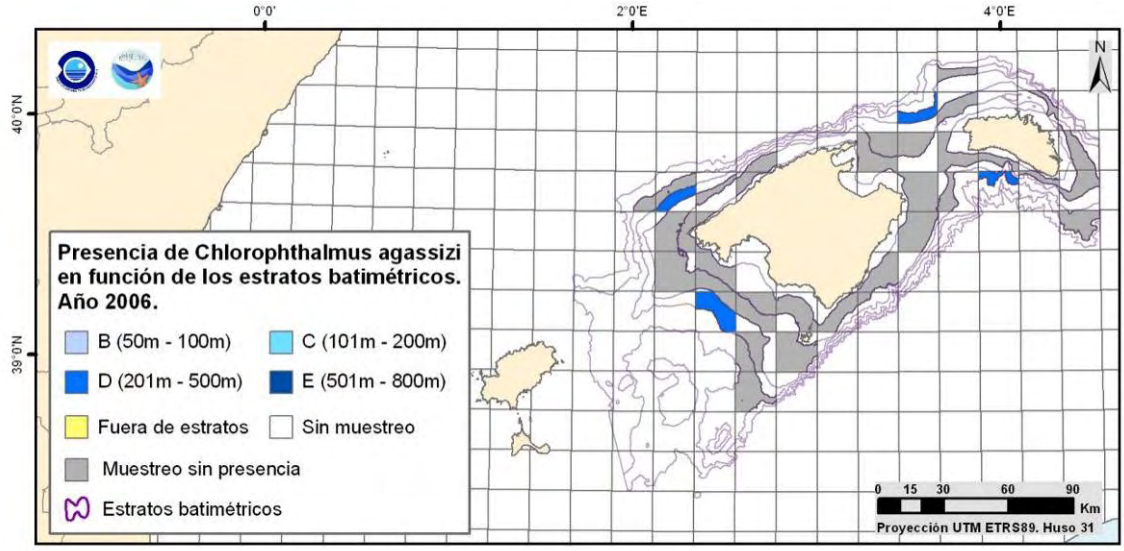


Figura 28. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

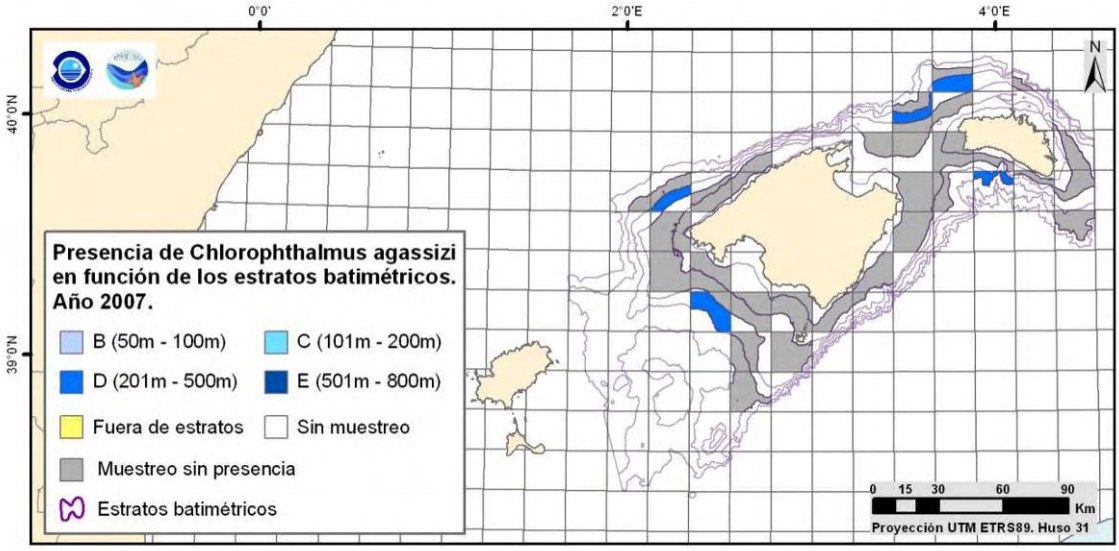


Figura 29. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

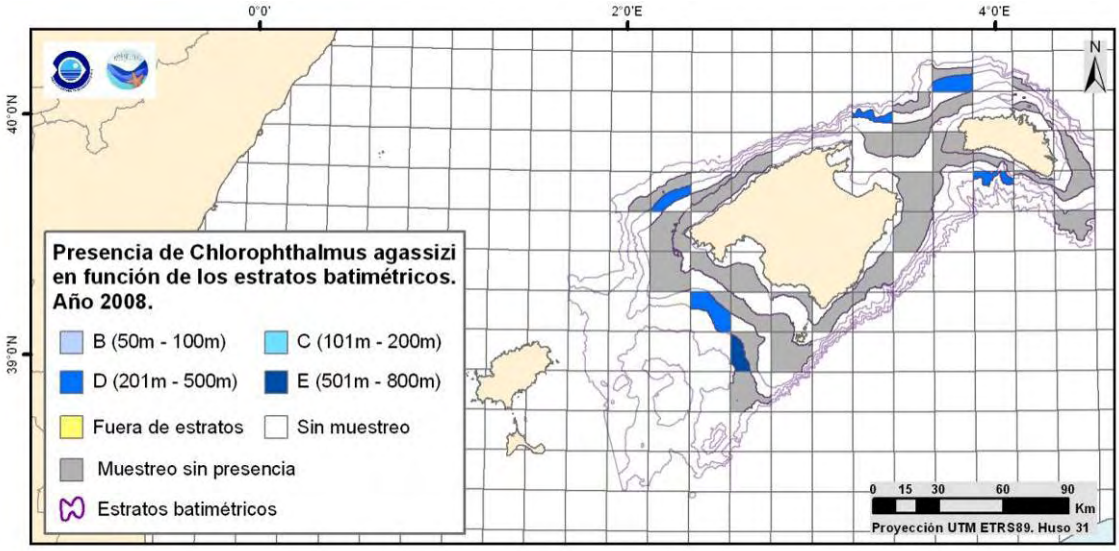


Figura 30. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

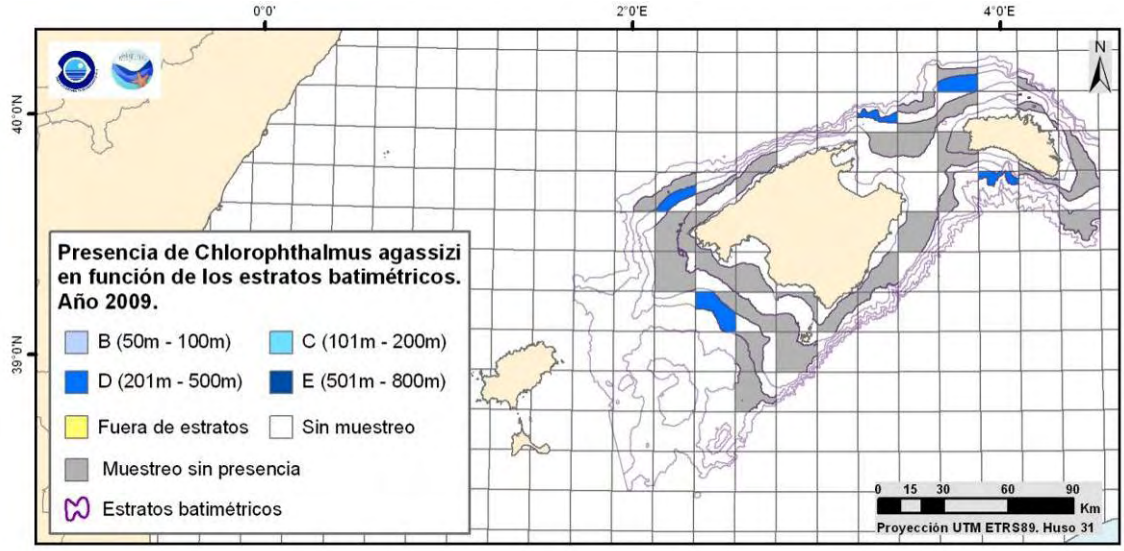


Figura 31. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

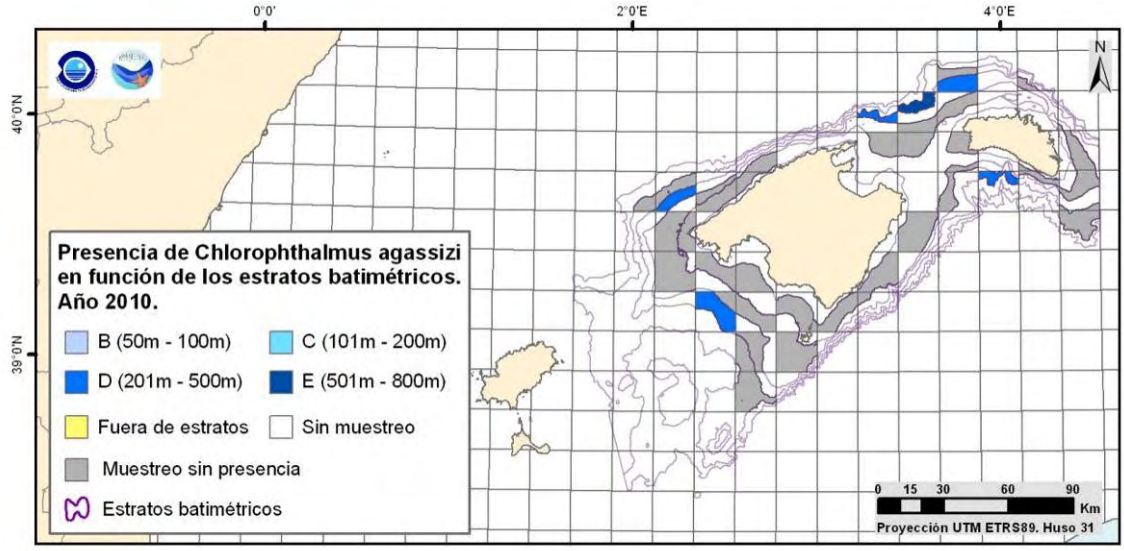


Figura 32. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

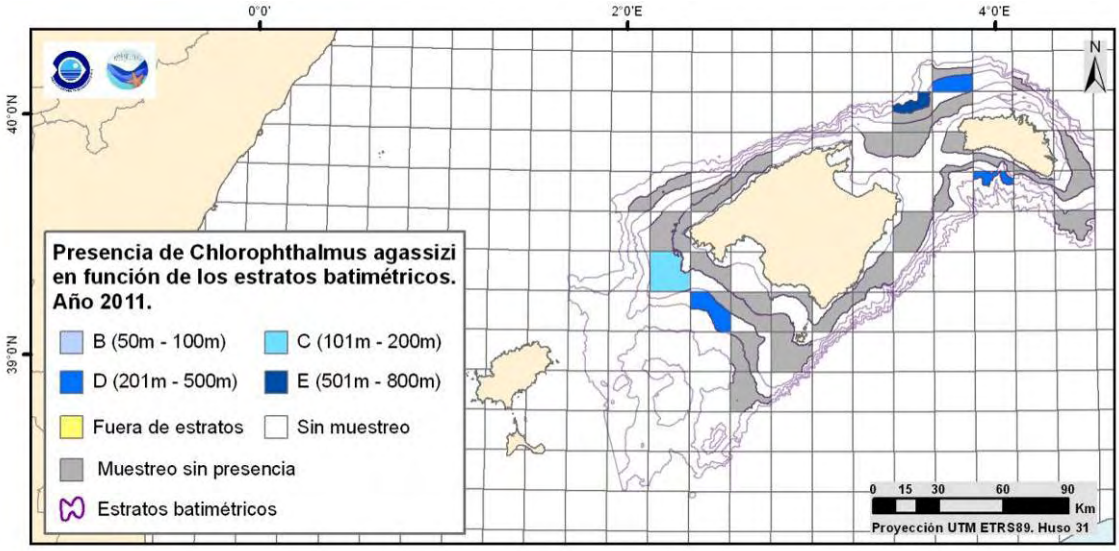


Figura 33. Mapas de distribución de *Chlorophthalmus agassizi* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

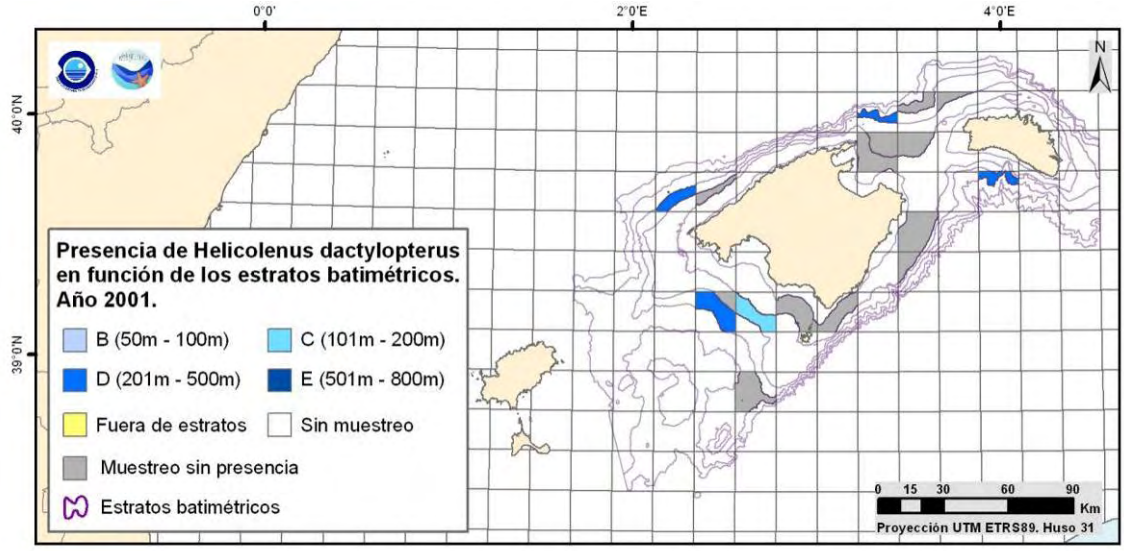


Figura 34. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

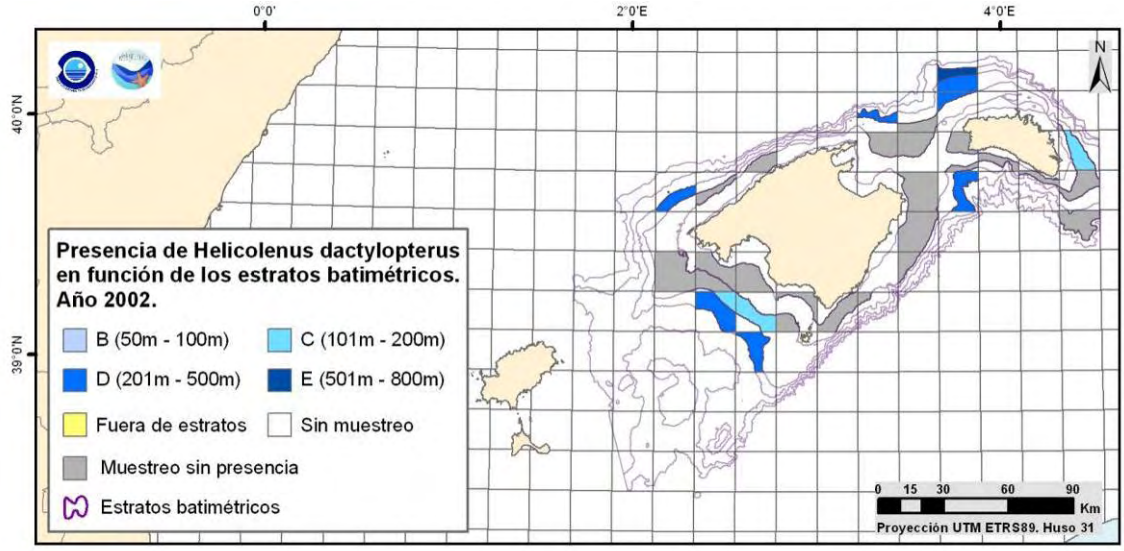


Figura 35. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

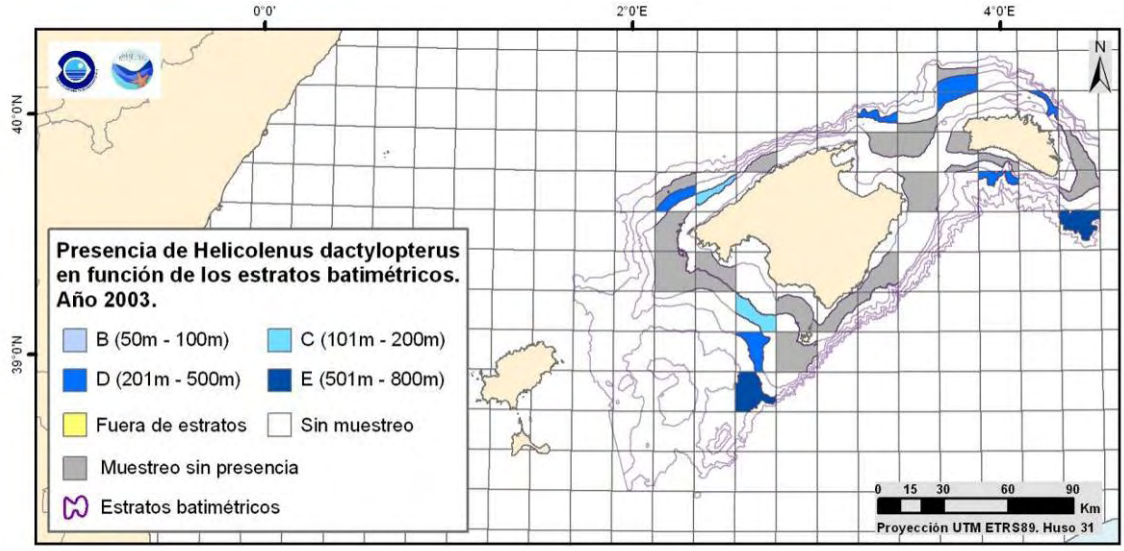


Figura 36. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

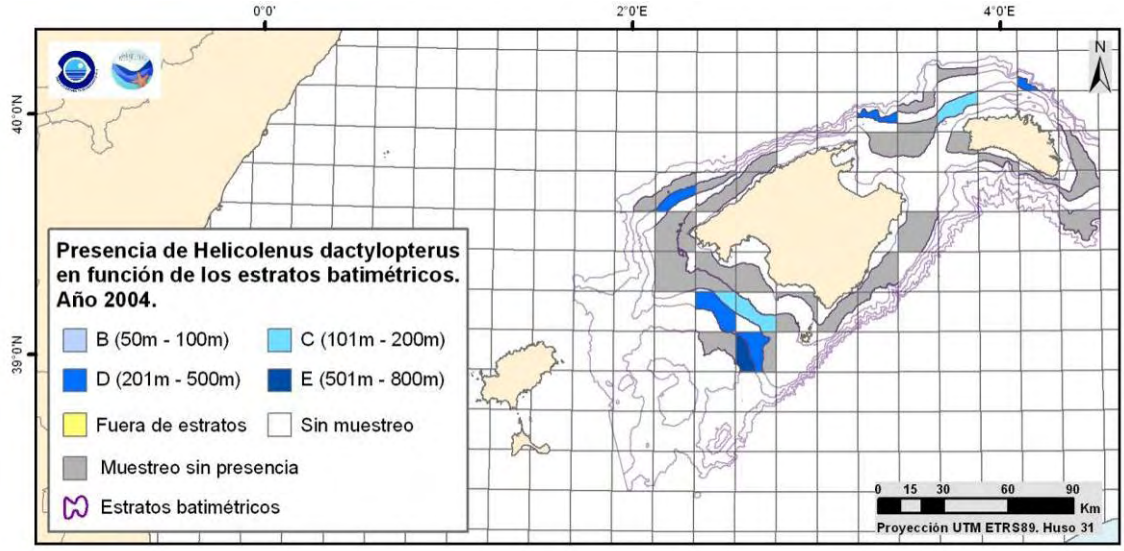


Figura 37. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

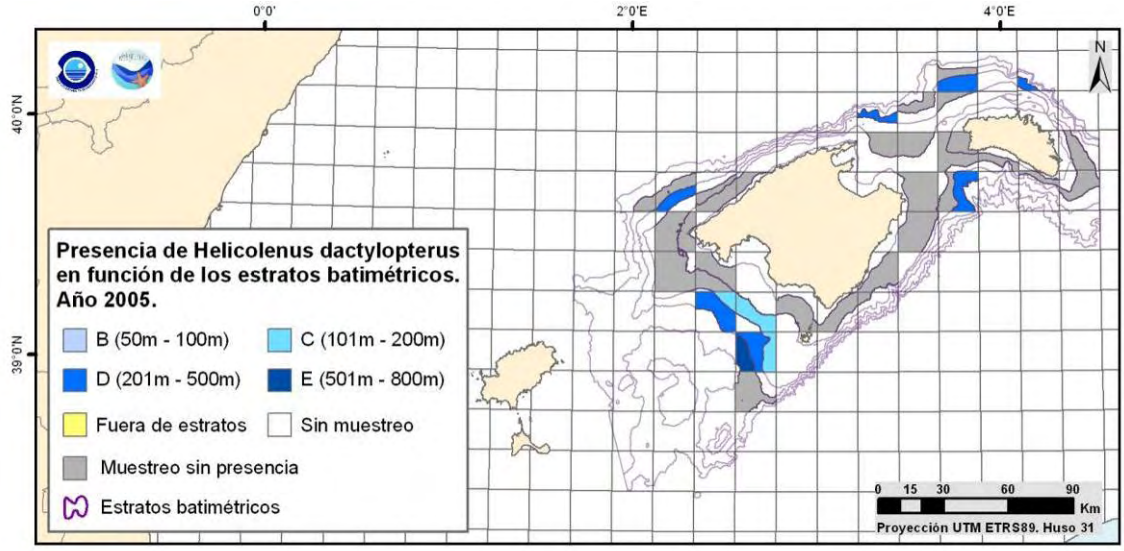


Figura 38. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

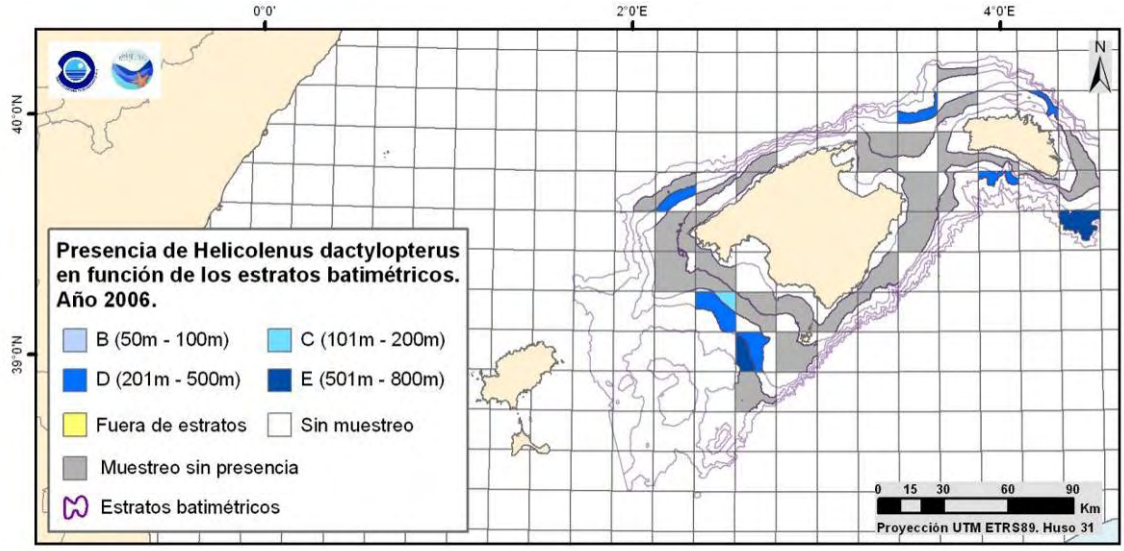


Figura 39. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

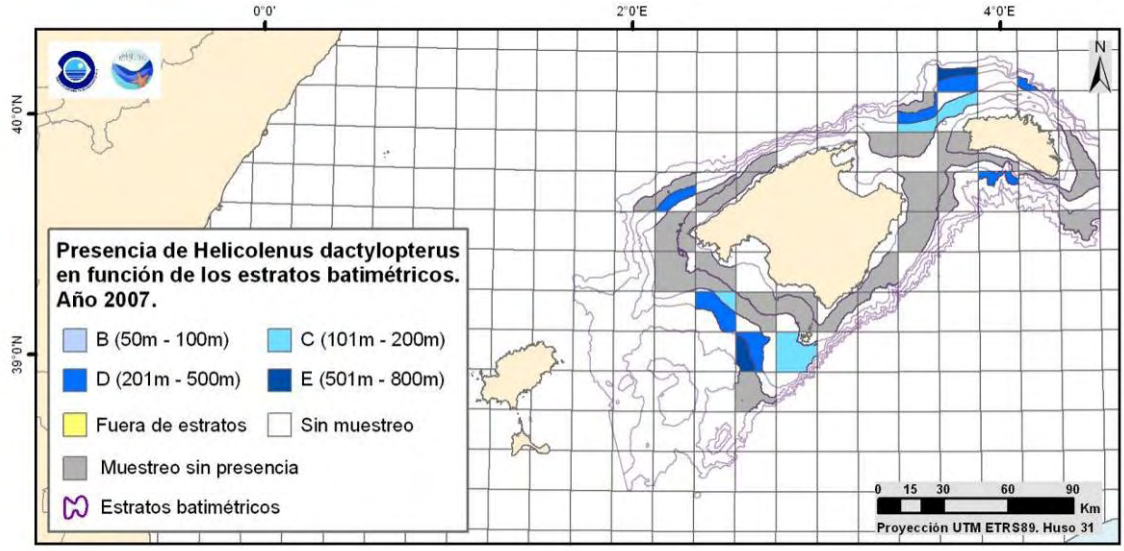


Figura 40. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

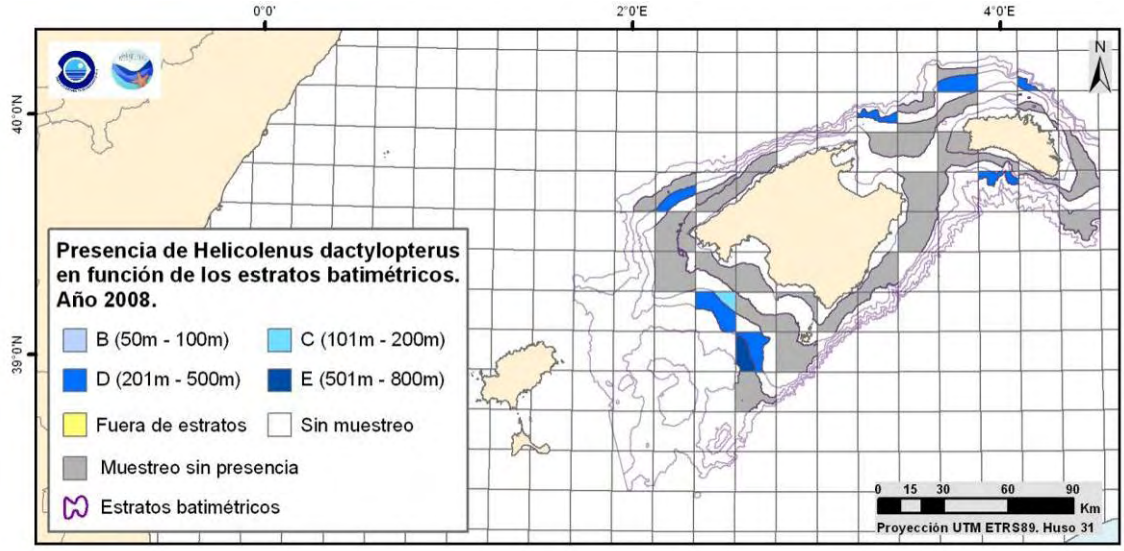


Figura 41. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

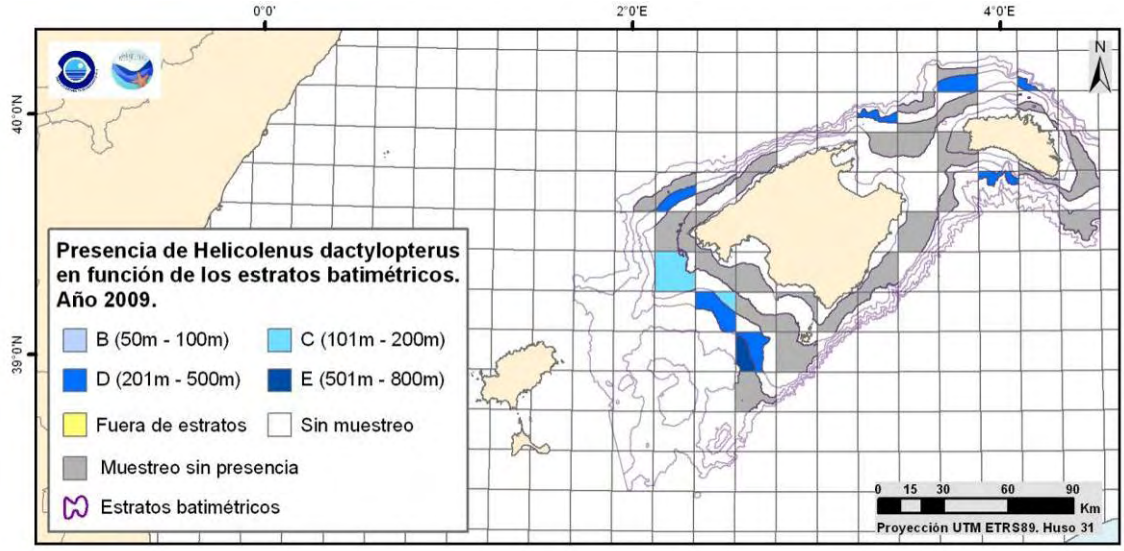


Figura 42. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

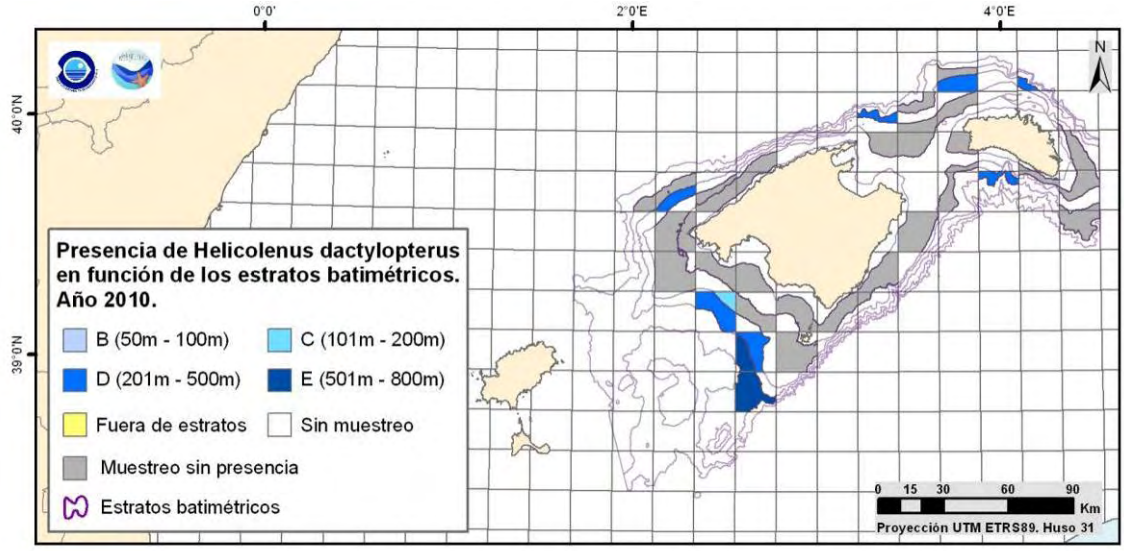


Figura 43. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

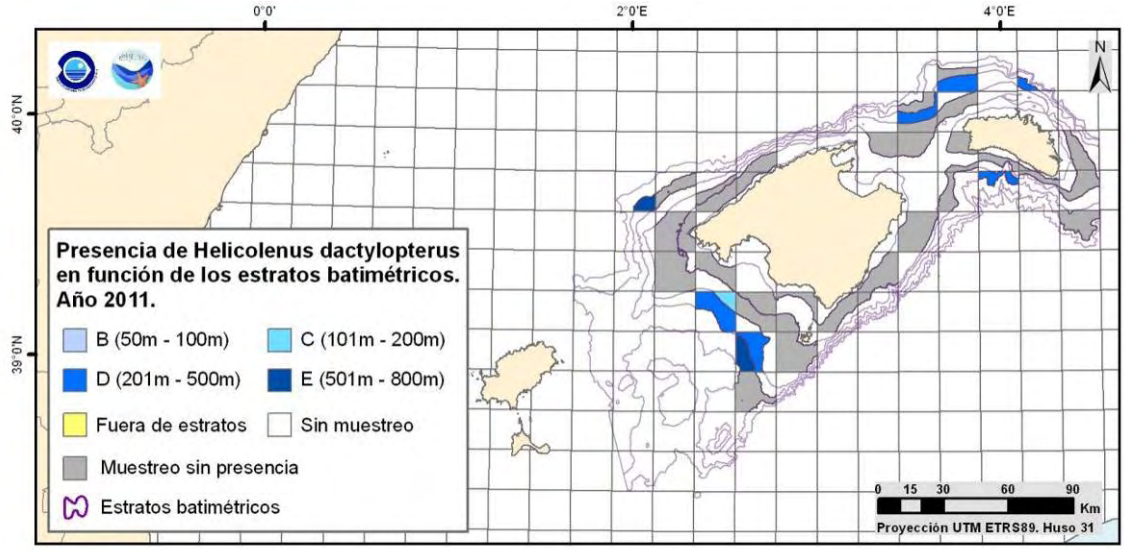


Figura 44. Mapas de distribución de *Helicolenus dactylopterus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

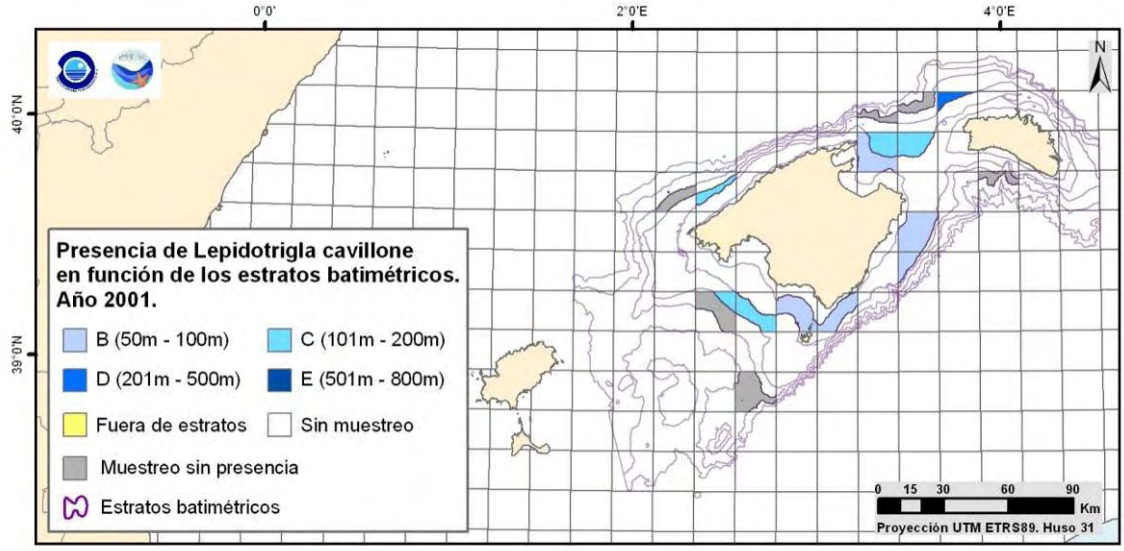


Figura 45. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

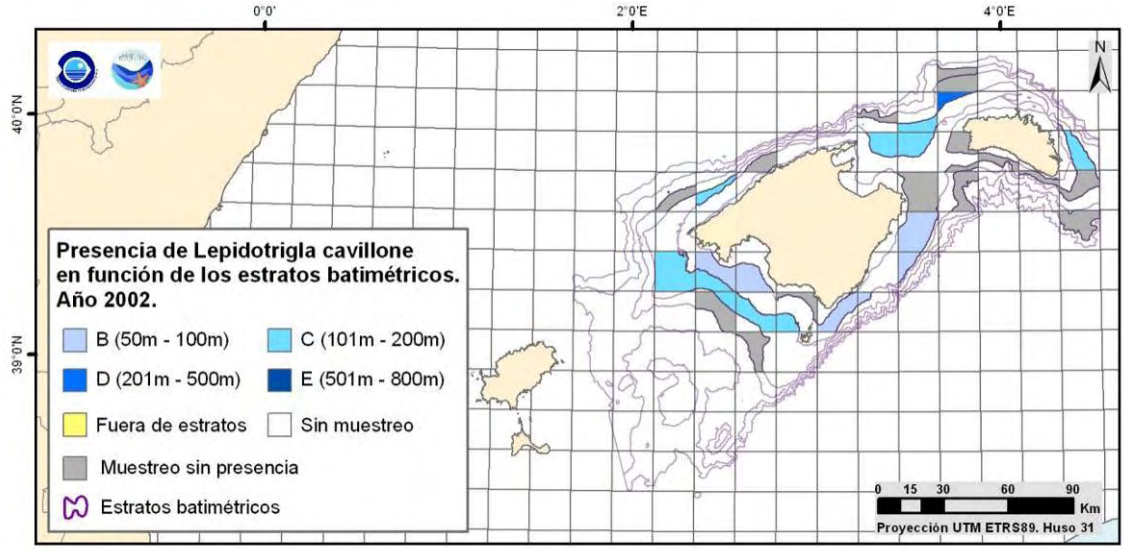


Figura 46. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

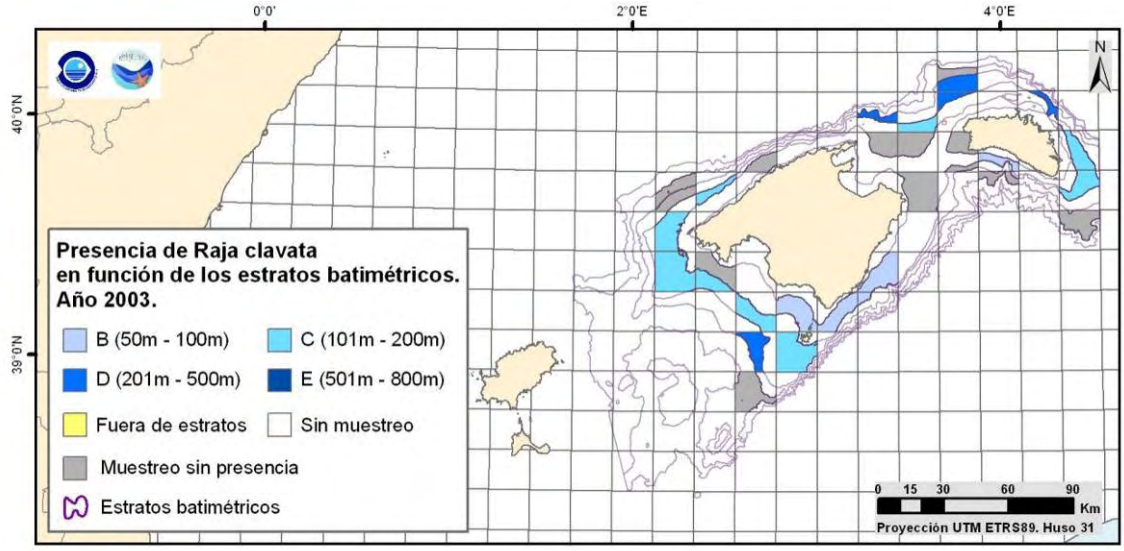


Figura 47. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

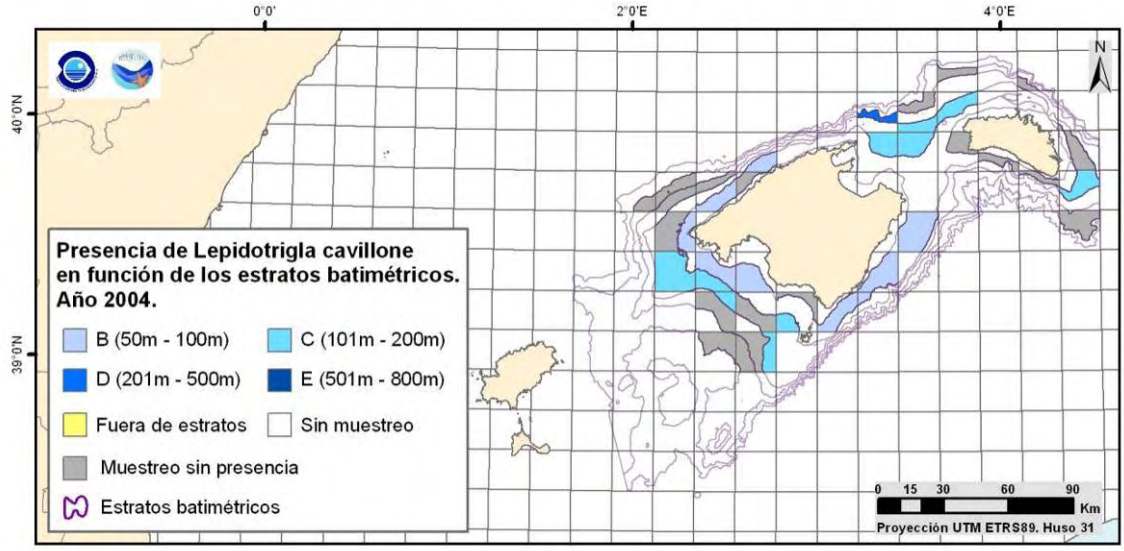


Figura 48. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

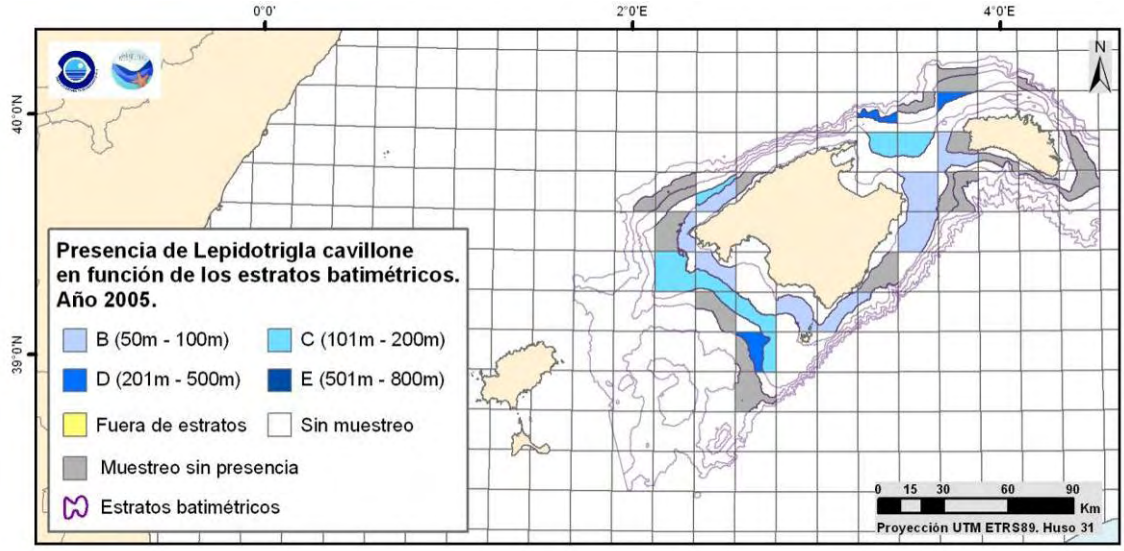


Figura 49. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

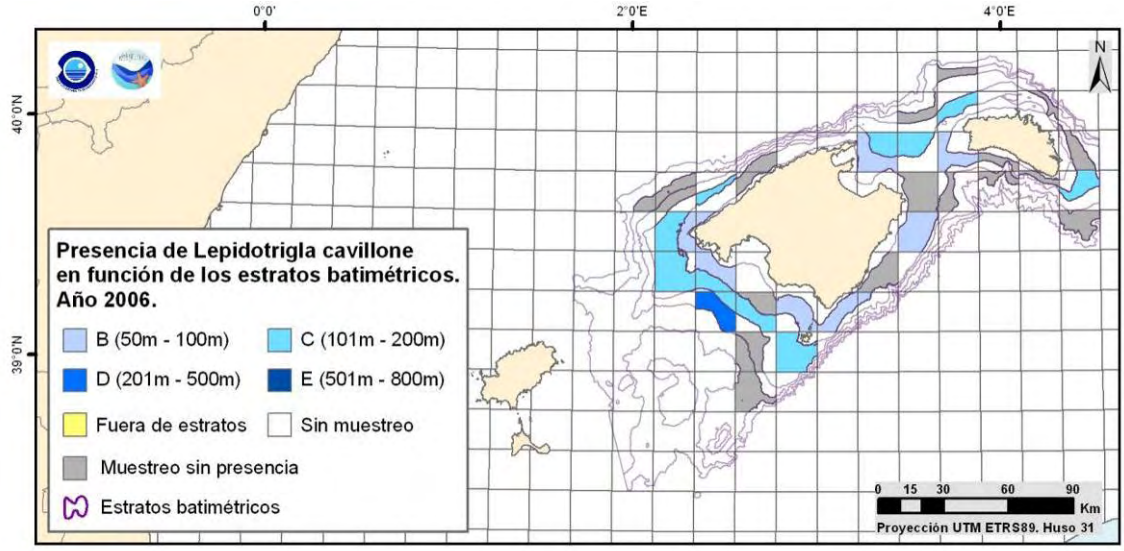


Figura 50. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

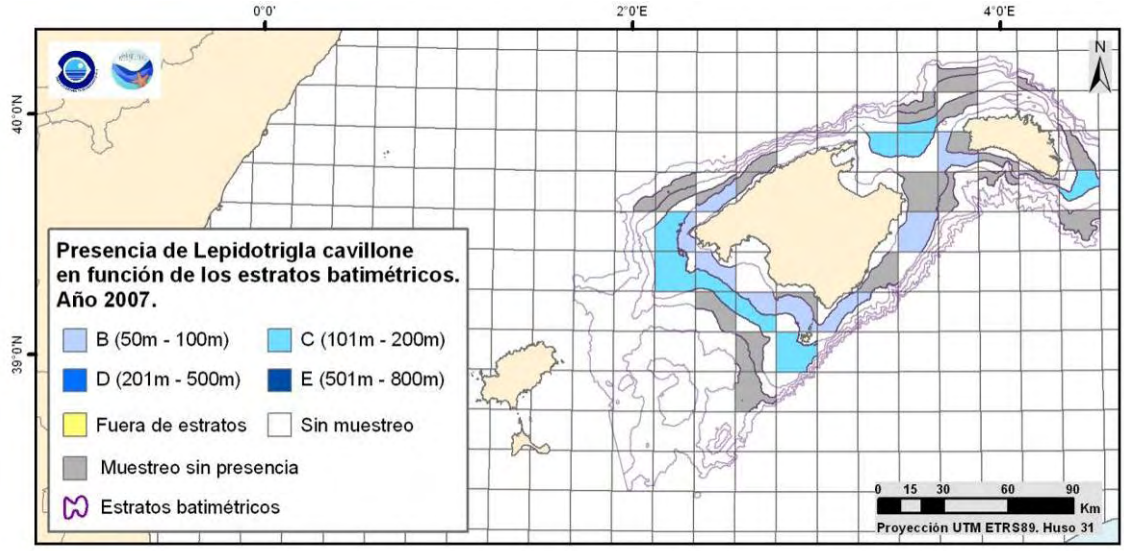


Figura 51. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

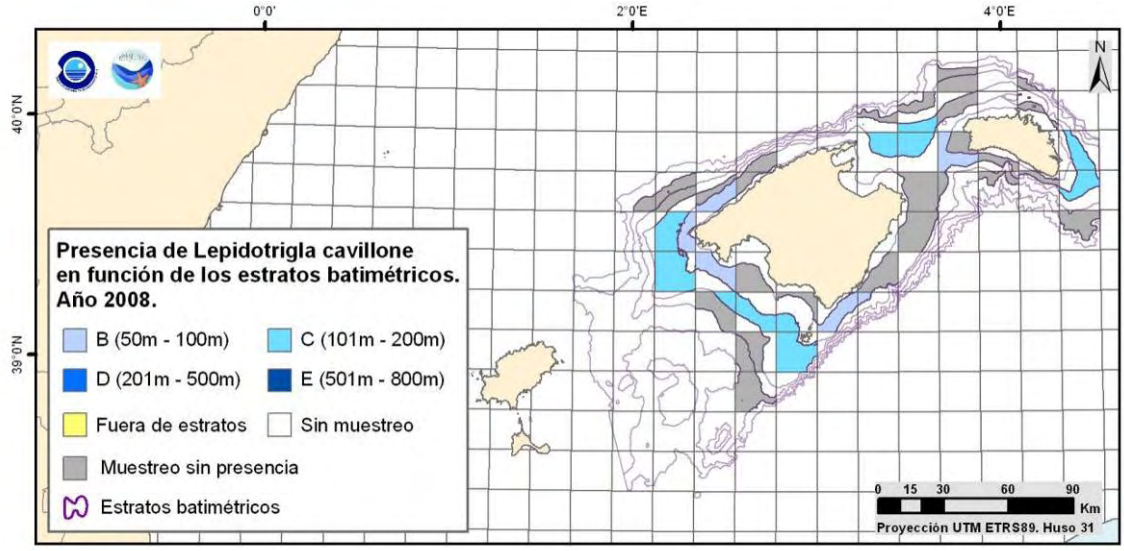


Figura 52. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

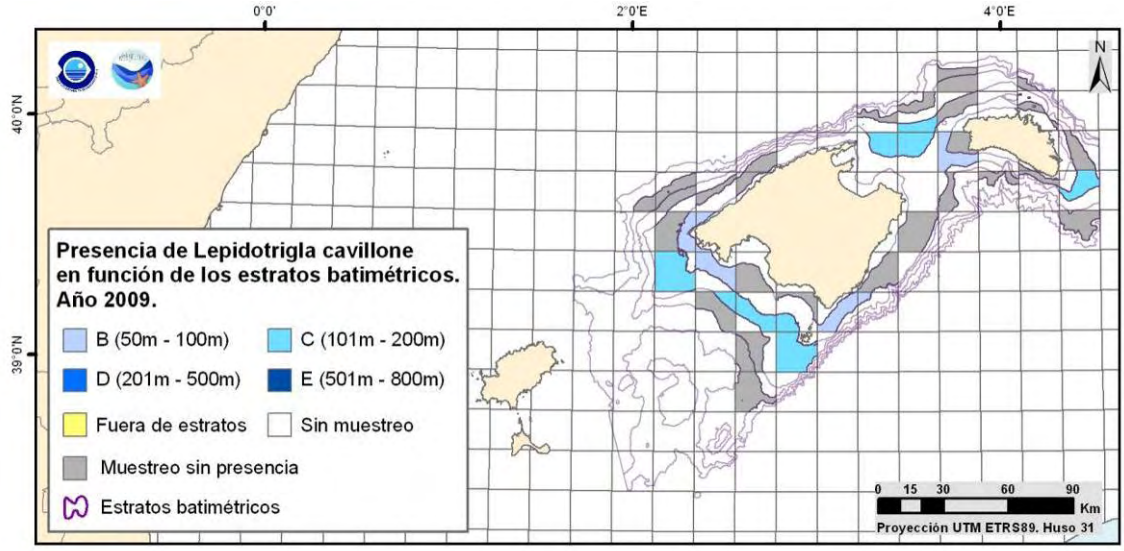


Figura 53. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

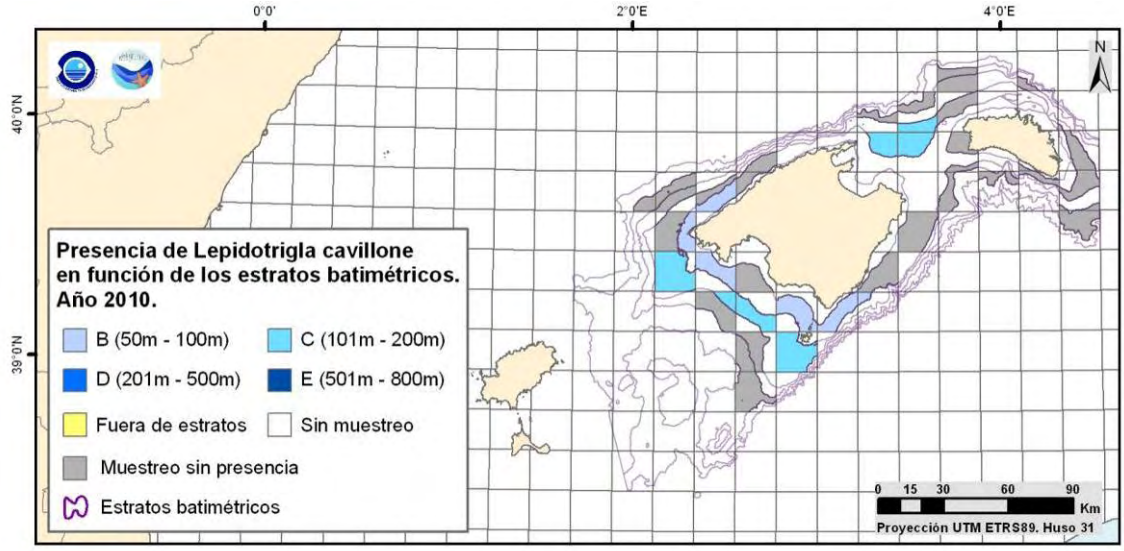


Figura 54. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

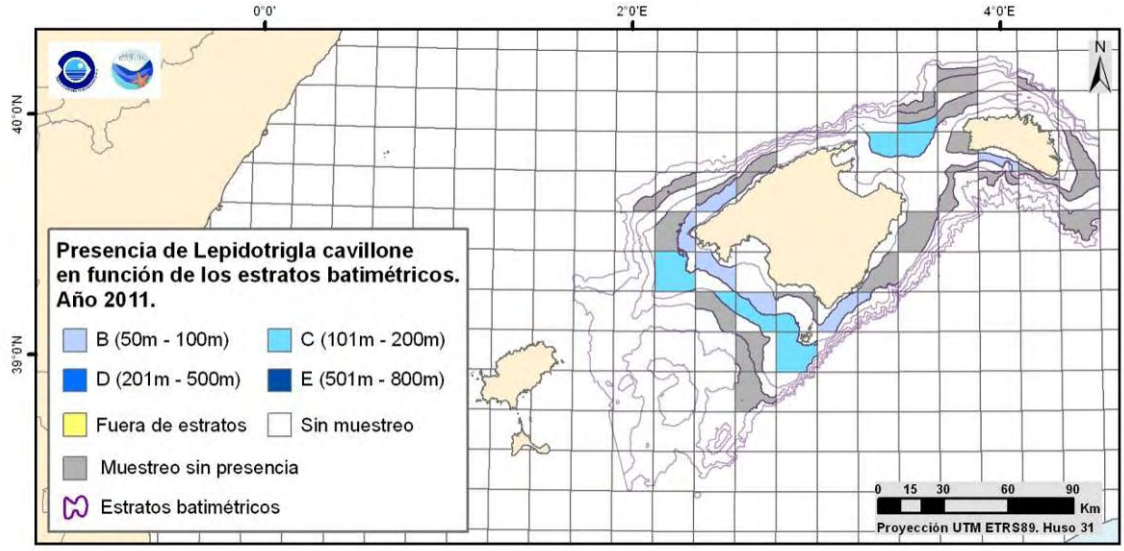


Figura 55. Mapas de distribución de *Lepidotrigla cavillone* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

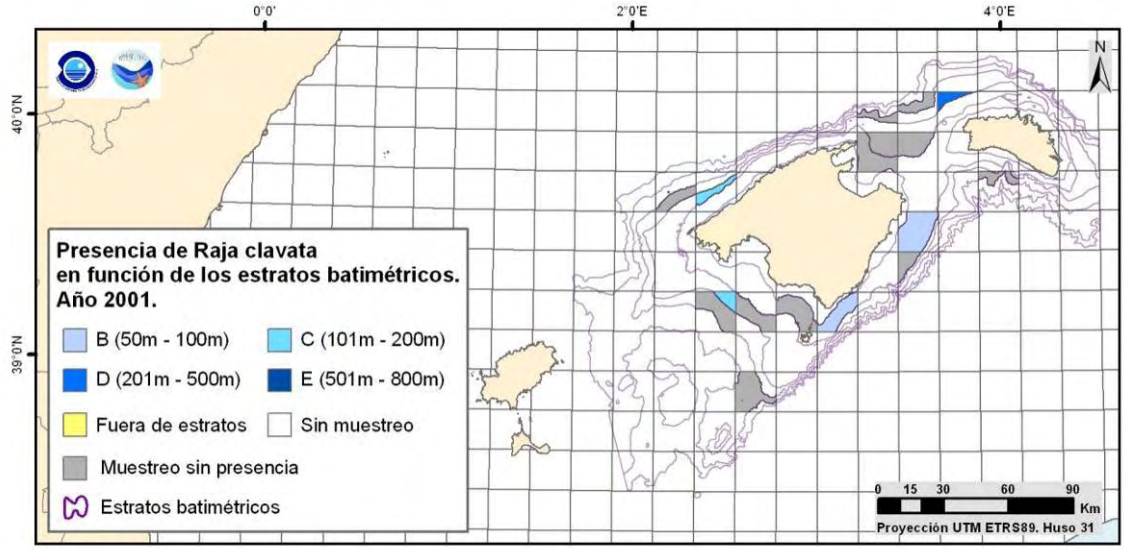


Figura 56. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

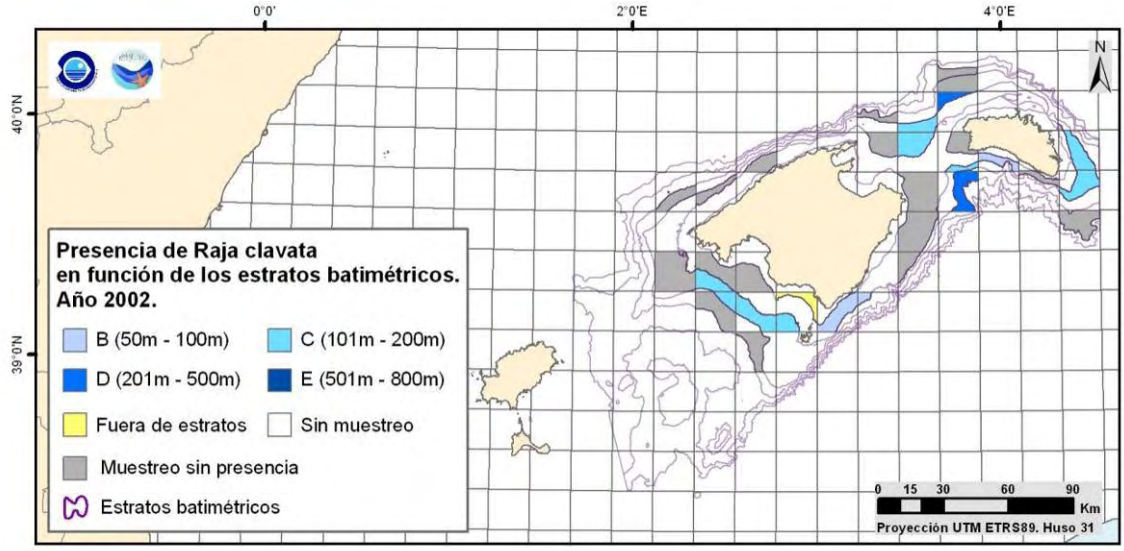


Figura 57. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

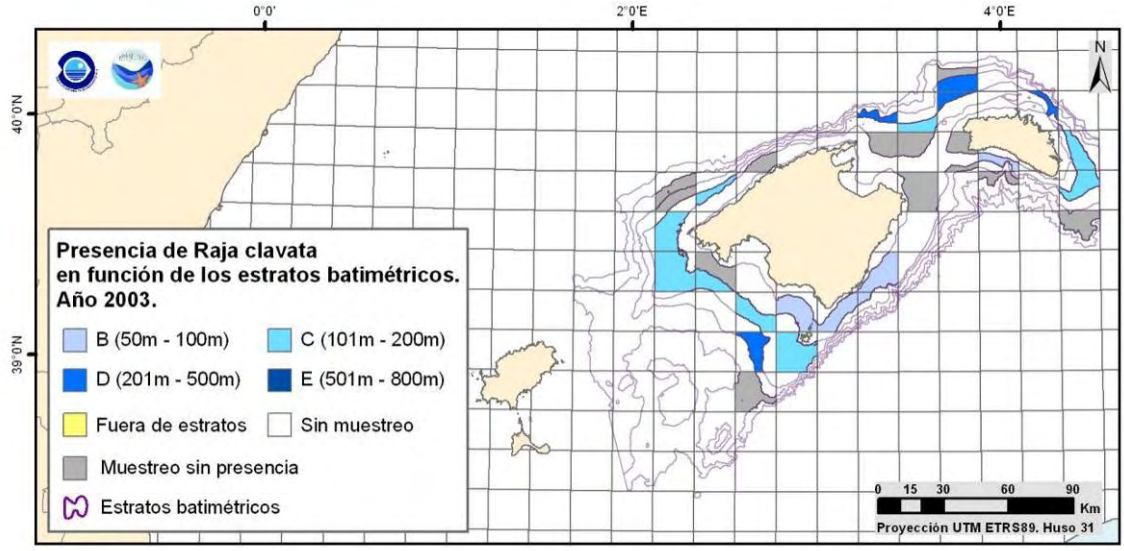


Figura 58. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

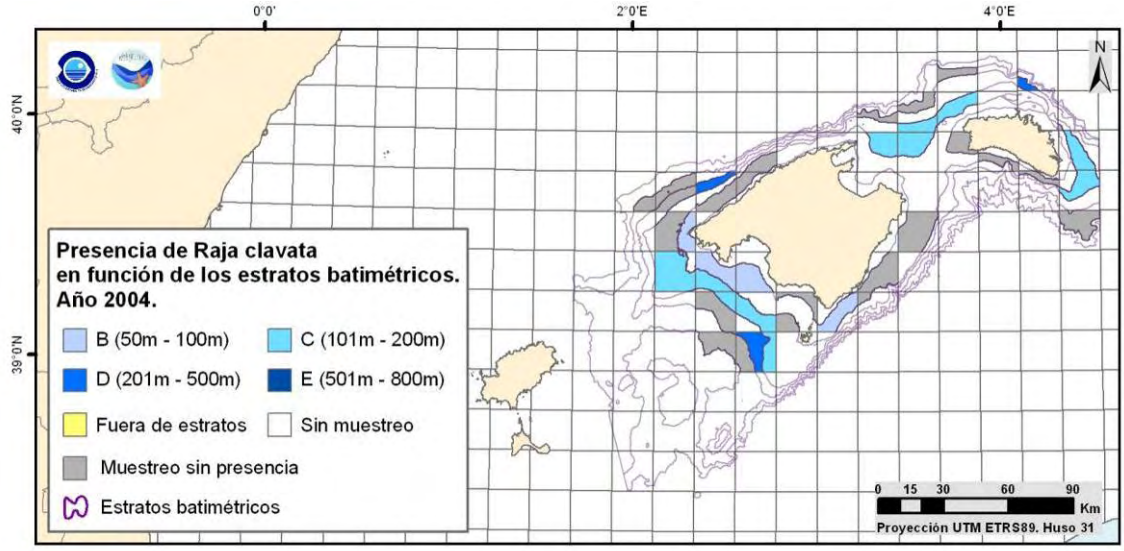


Figura 59. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

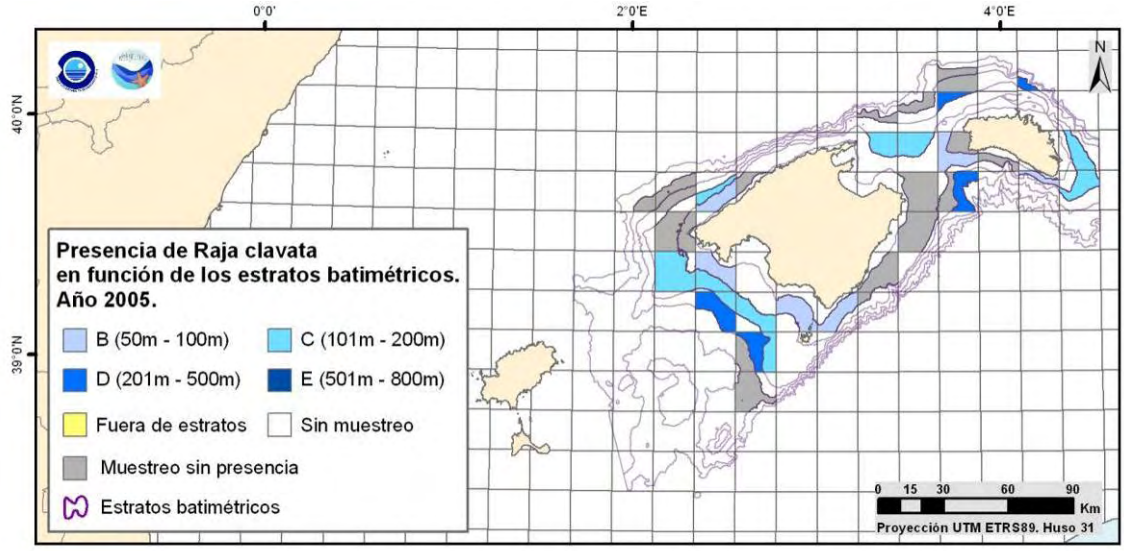


Figura 60. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

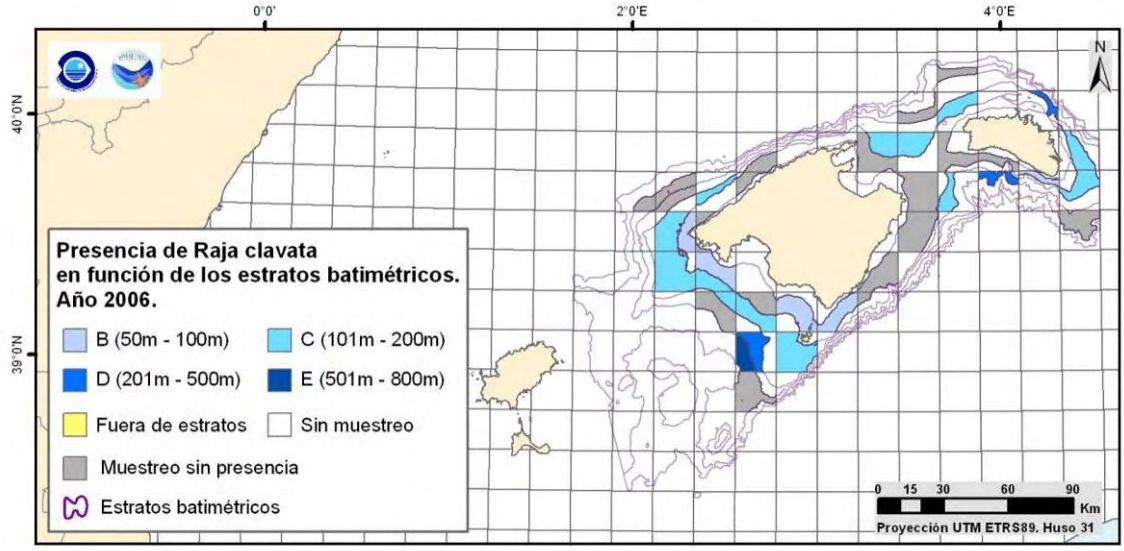


Figura 61. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

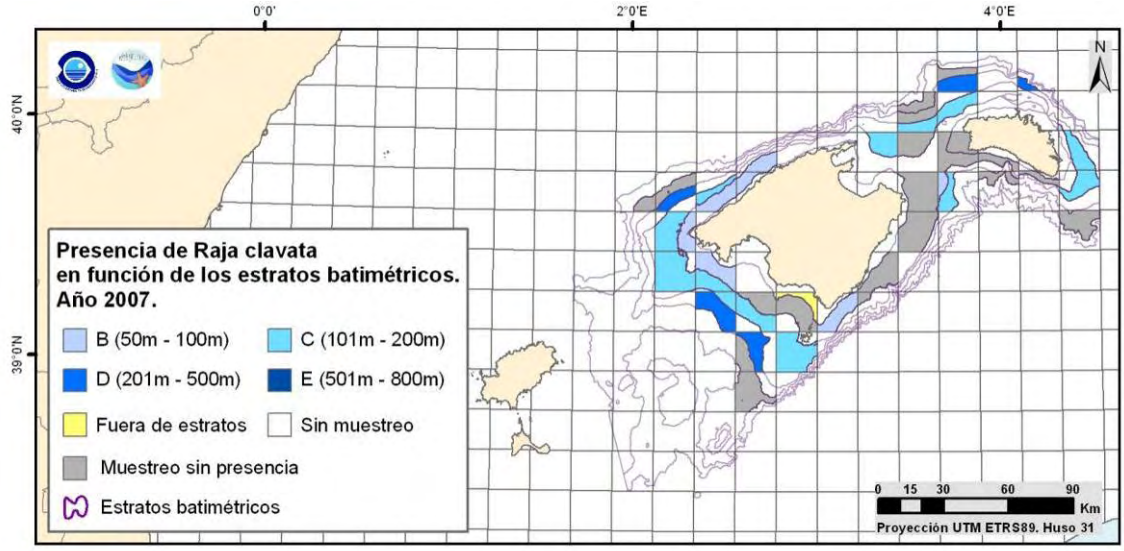


Figura 62. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

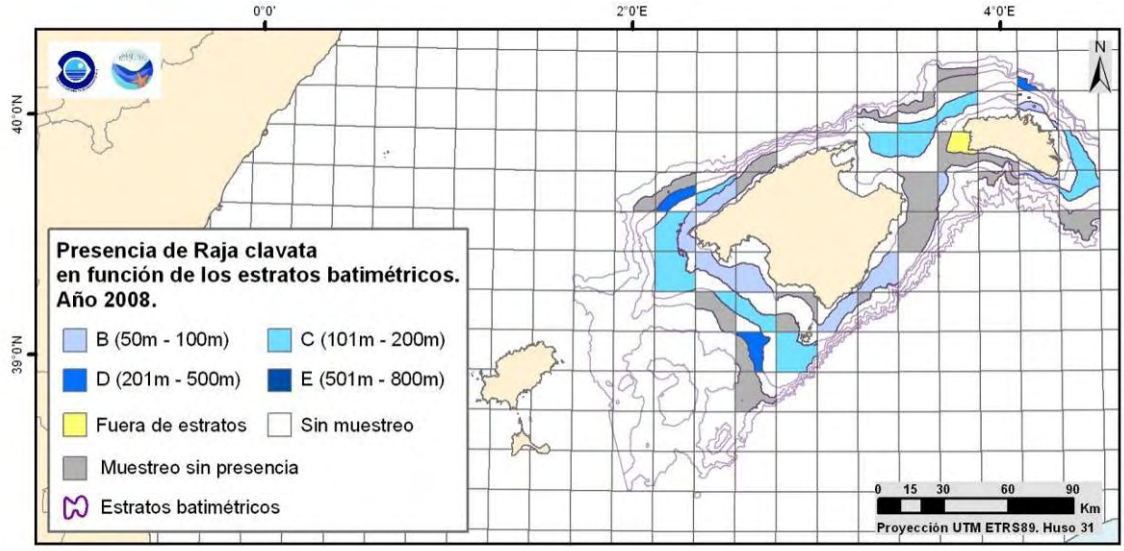


Figura 63. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

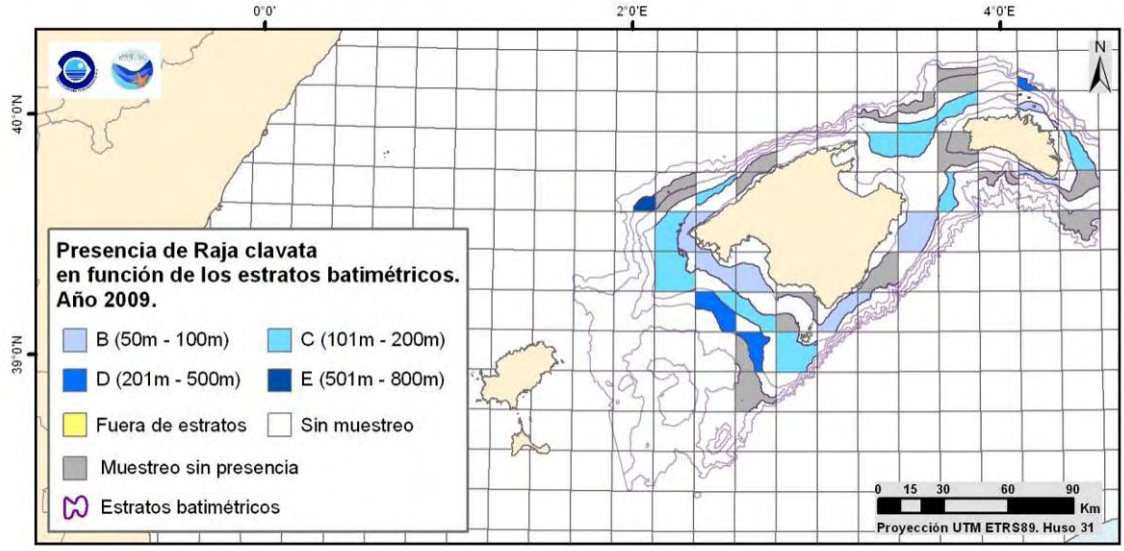


Figura 64. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

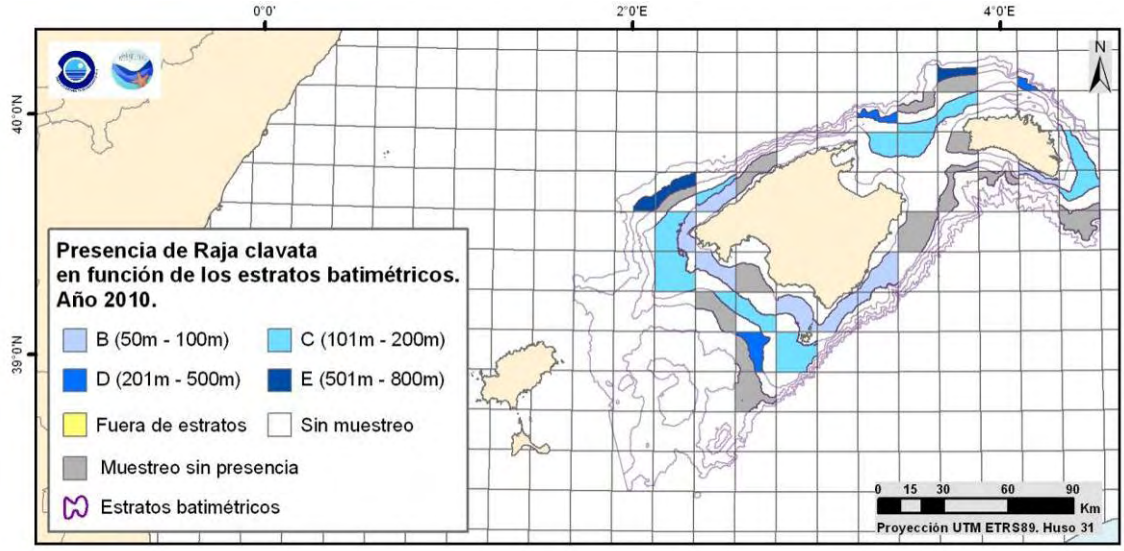


Figura 65. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

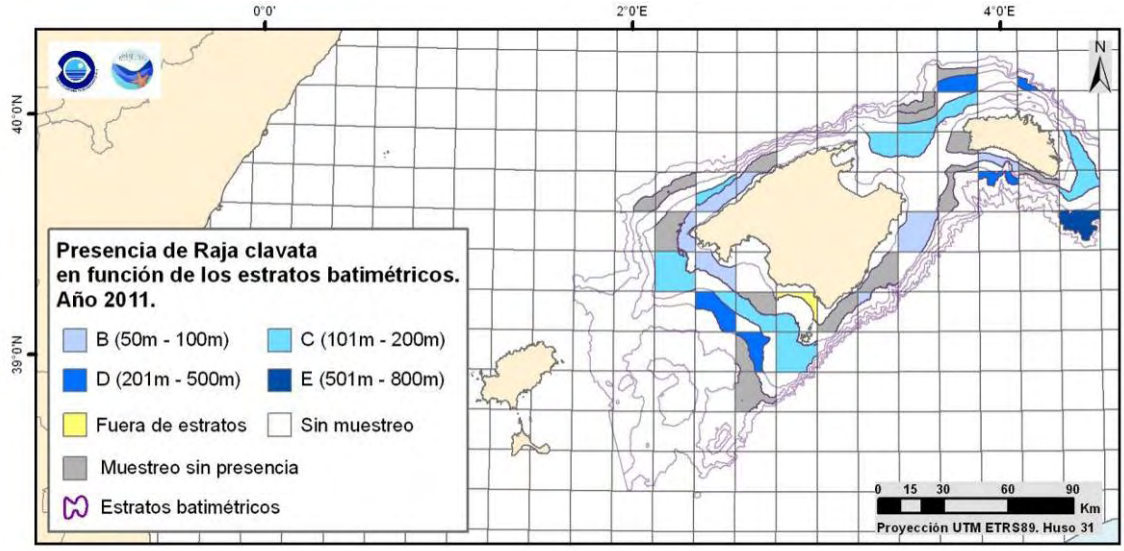


Figura 66. Mapas de distribución de *Raja clavata* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

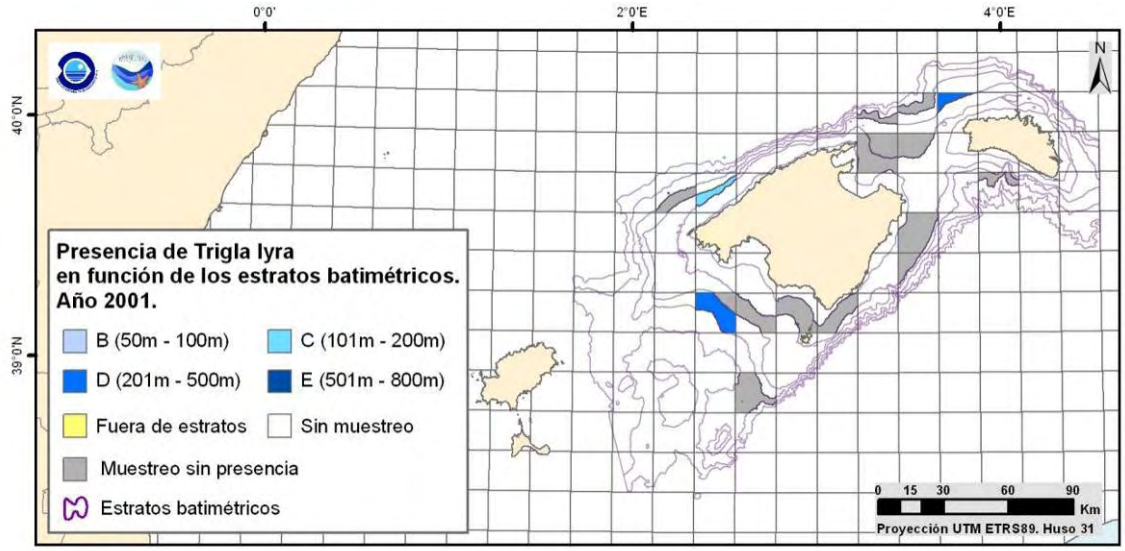


Figura 67. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

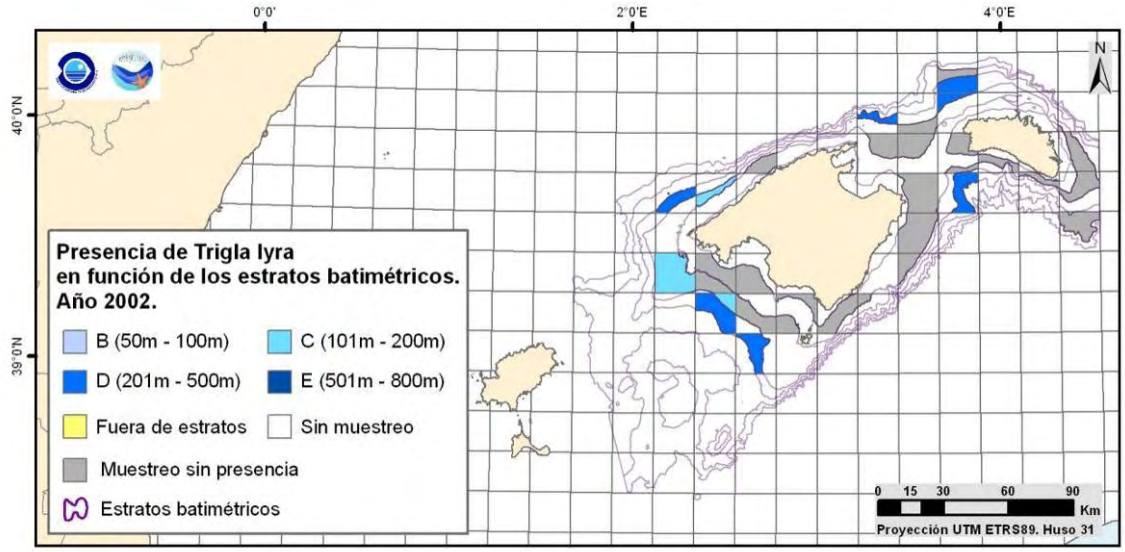


Figura 68. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

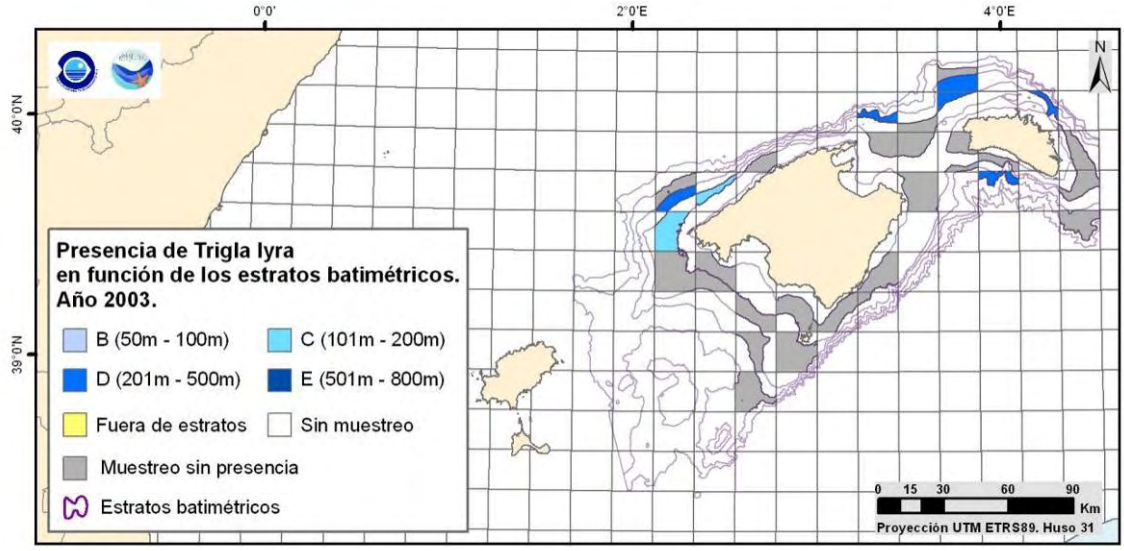


Figura 69. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

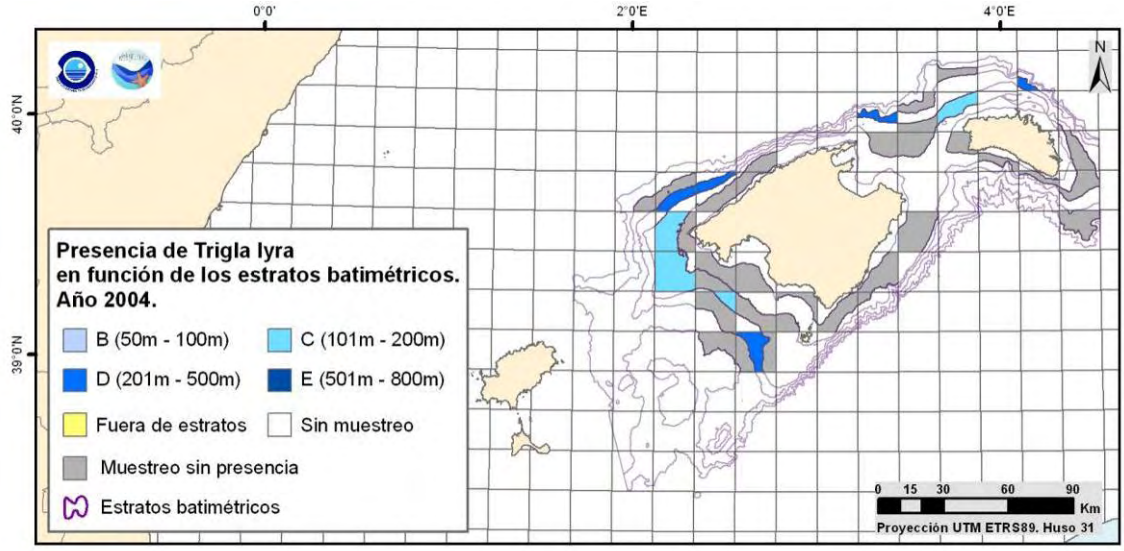


Figura 70. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

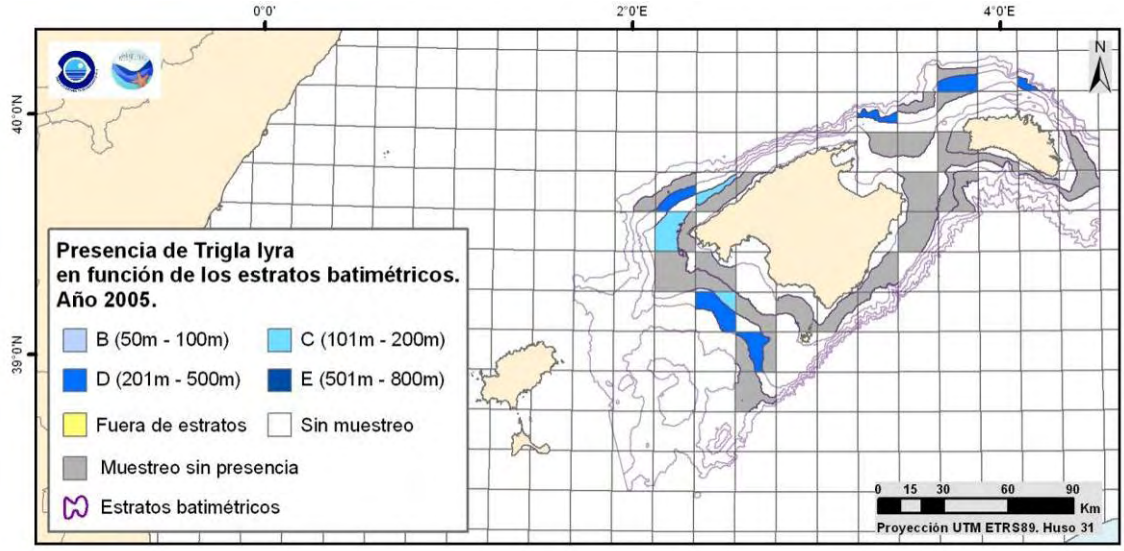


Figura 71. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

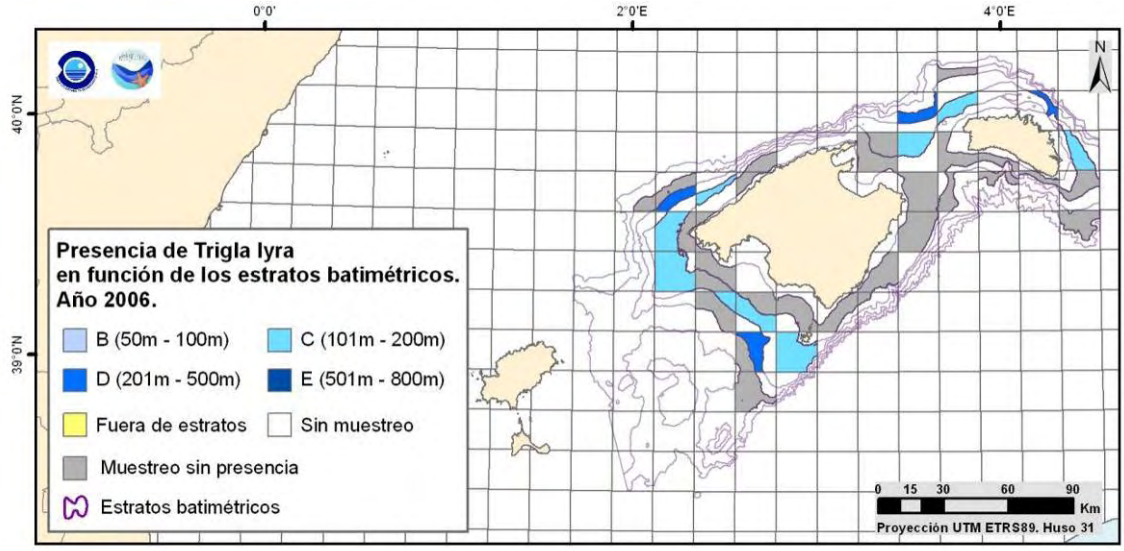


Figura 72. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

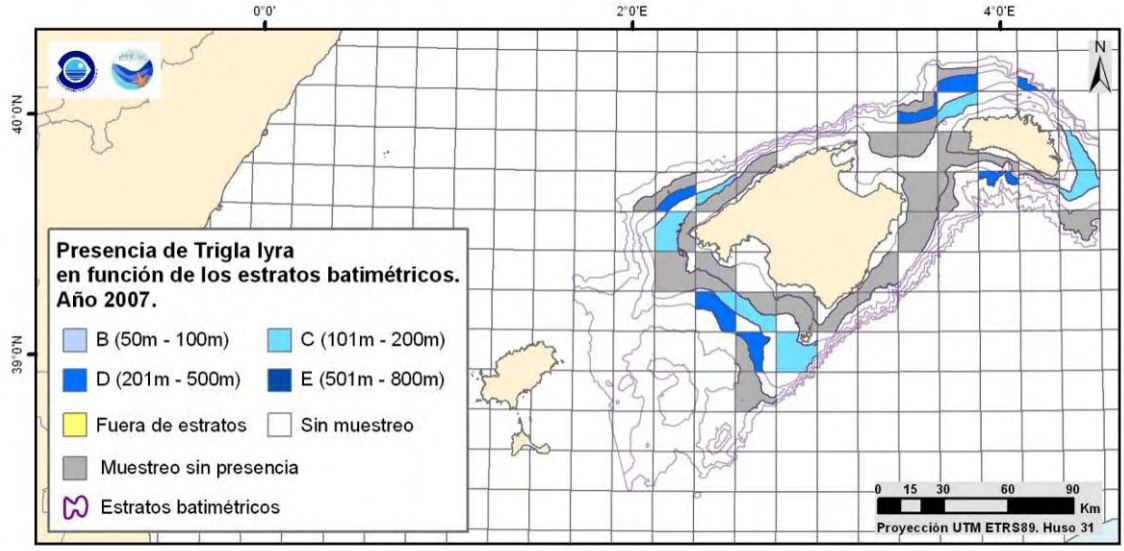


Figura 73. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

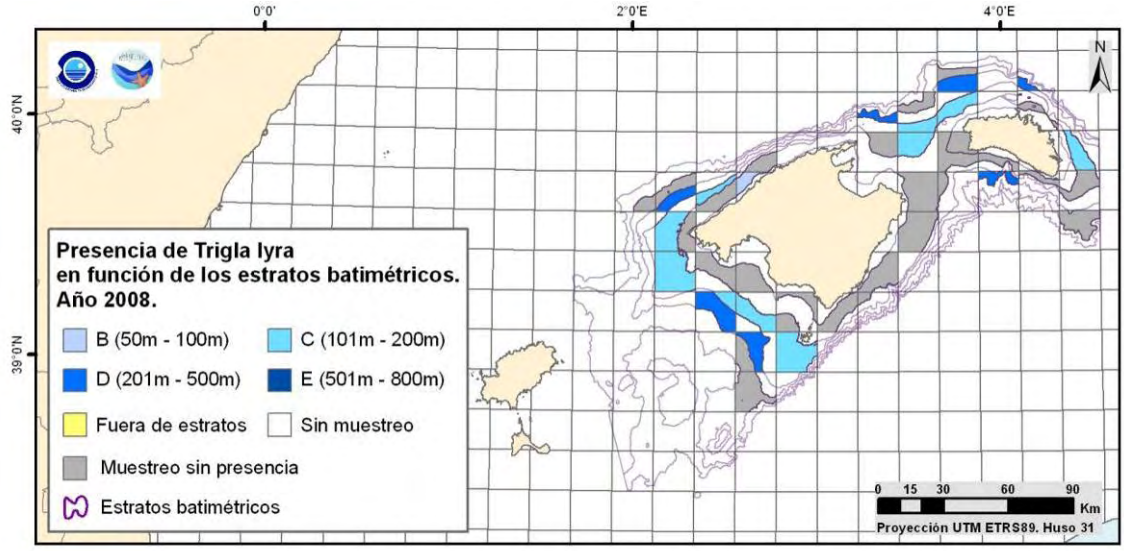


Figura 74. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

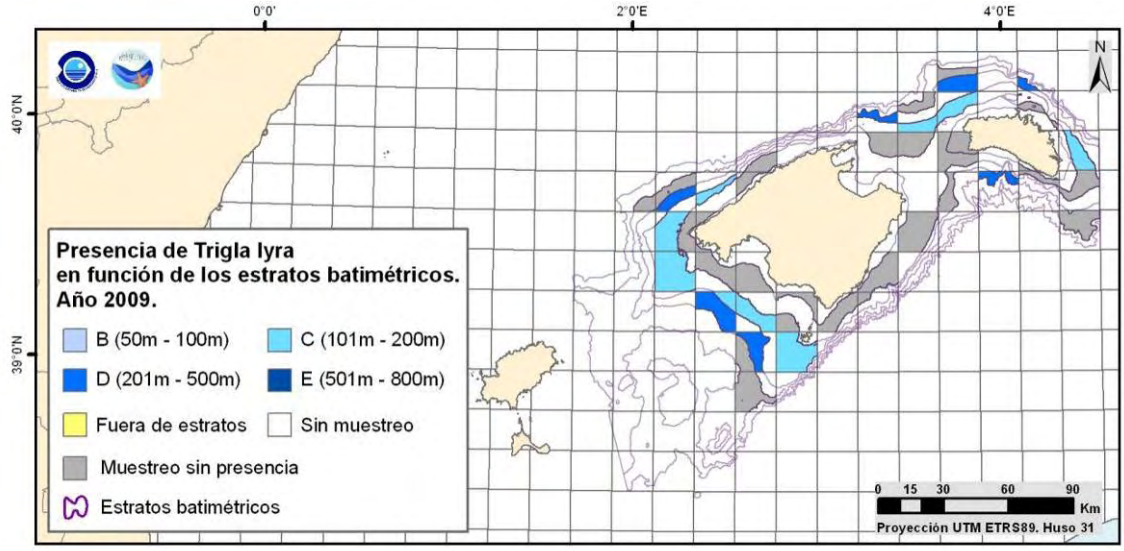


Figura 75. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

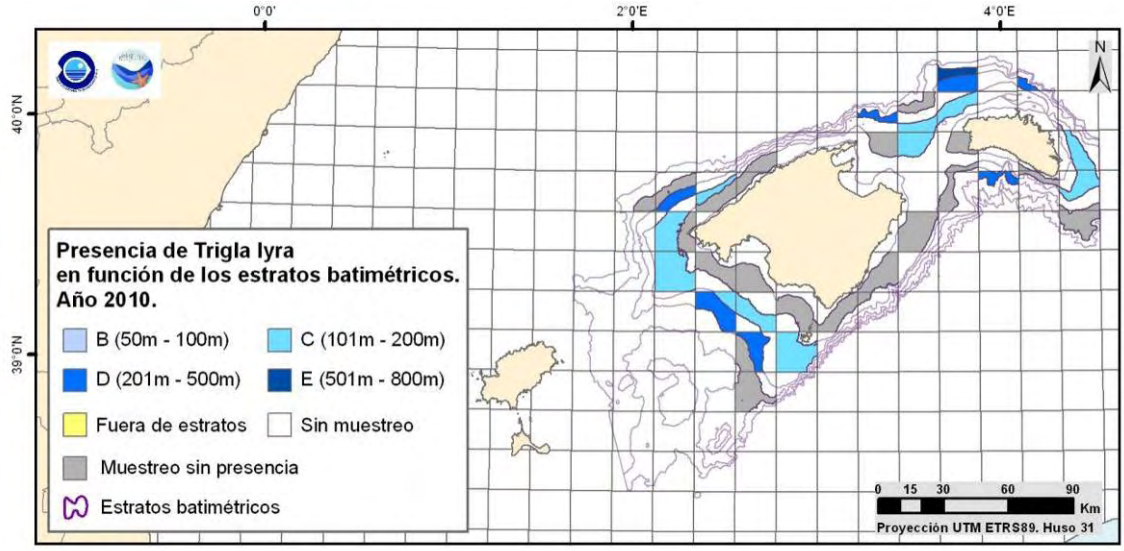


Figura 76. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

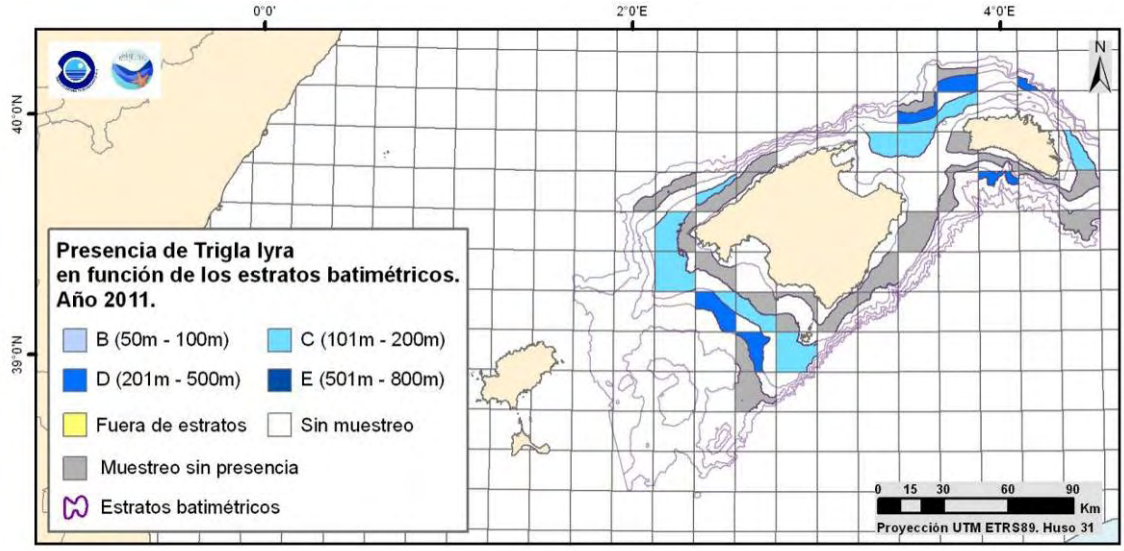


Figura 77. Mapas de distribución de *Trigla lyra* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

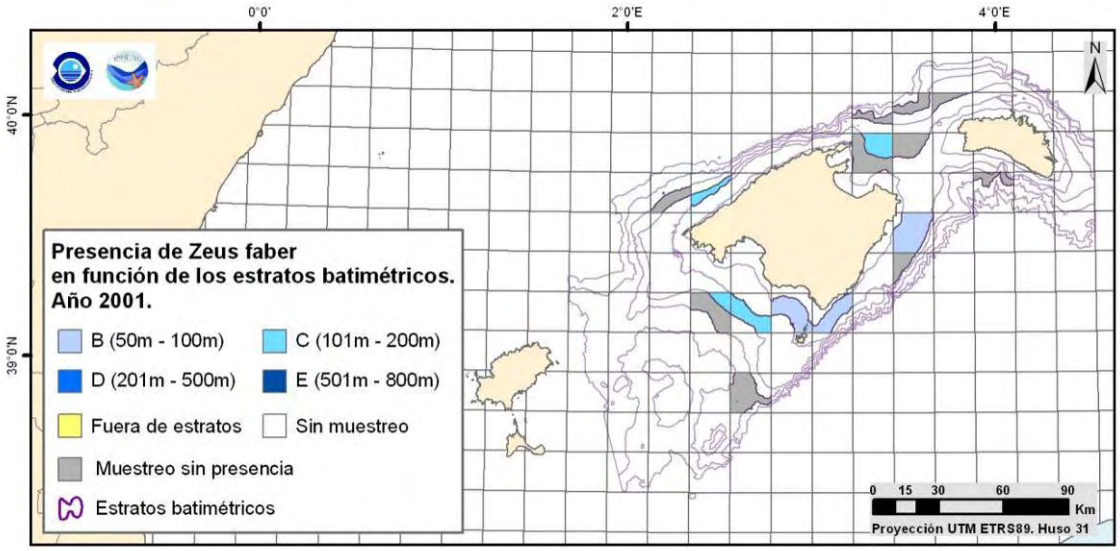


Figura 78. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

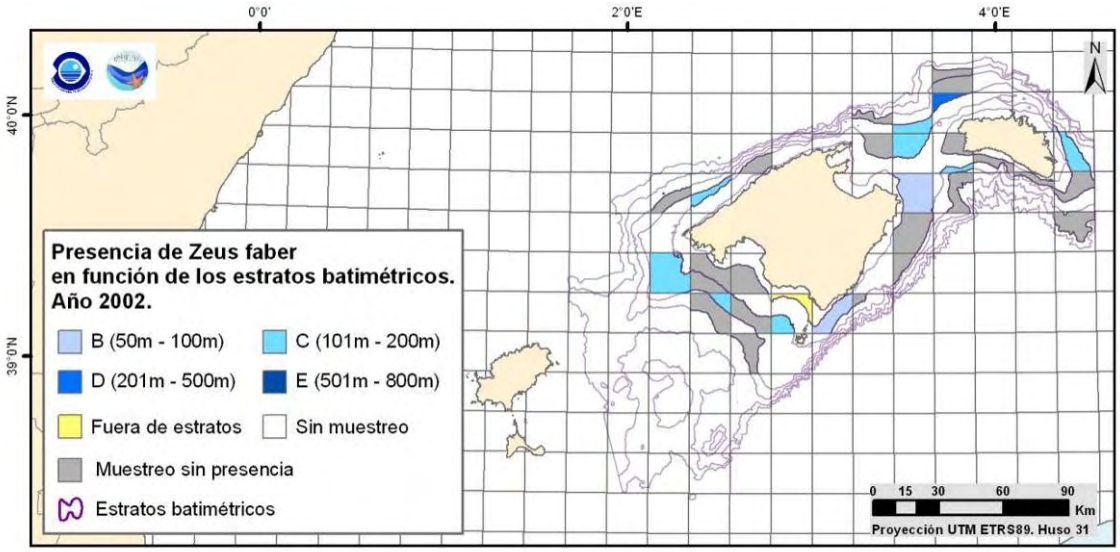


Figura 79. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

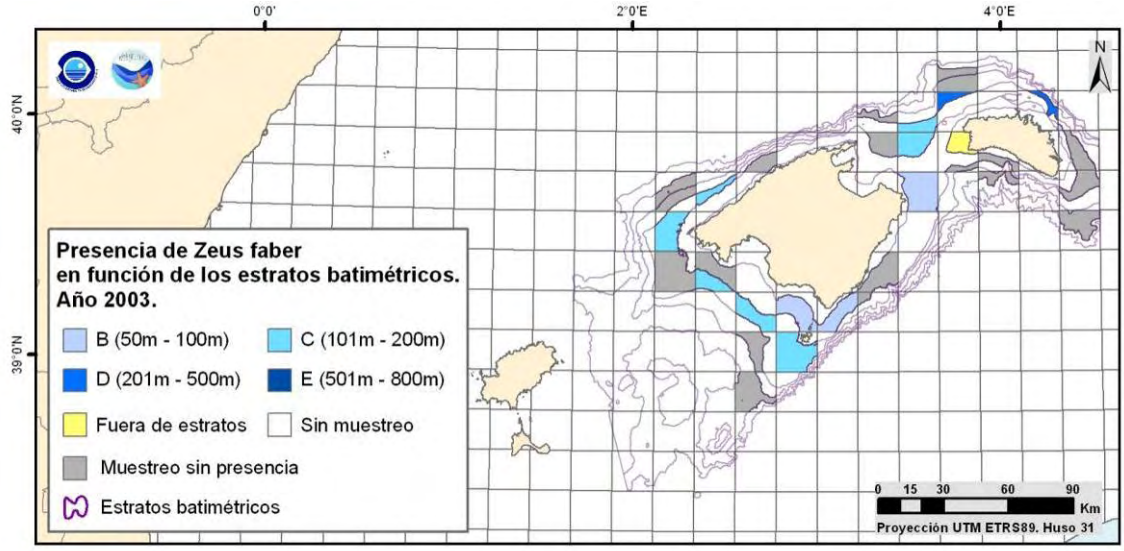


Figura 80. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

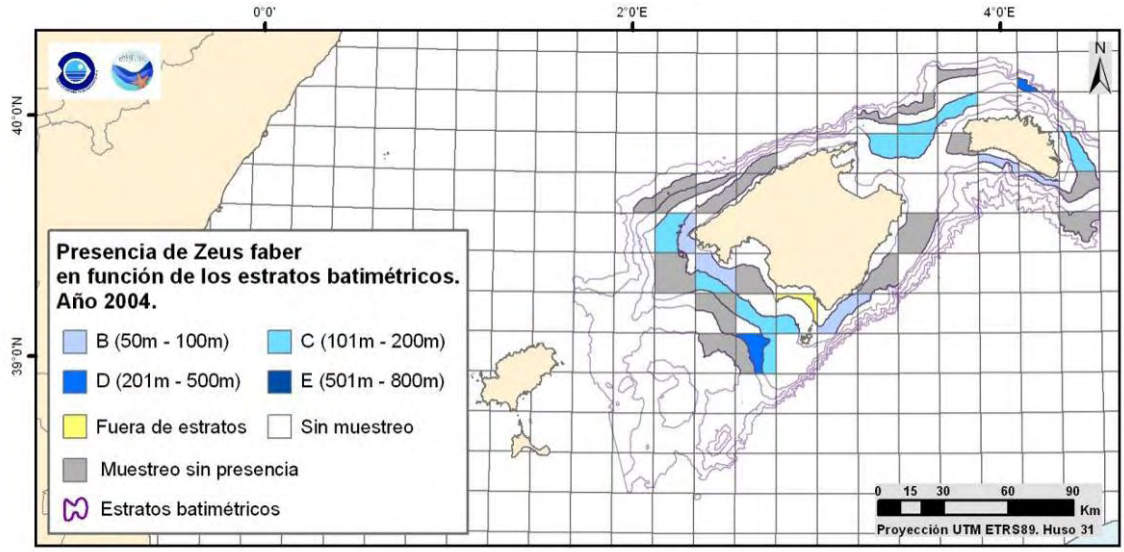


Figura 81. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

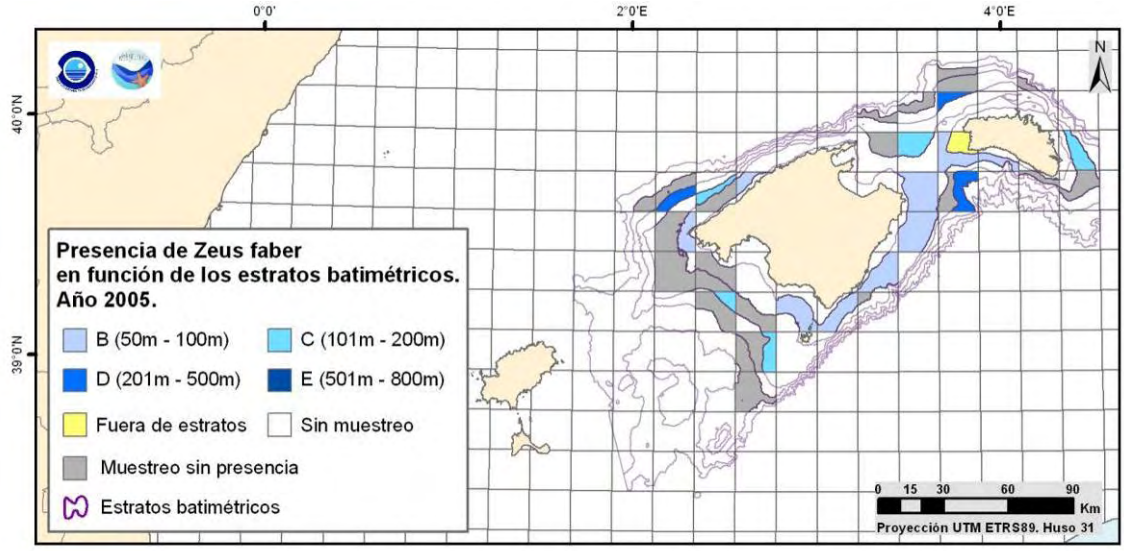


Figura 82. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

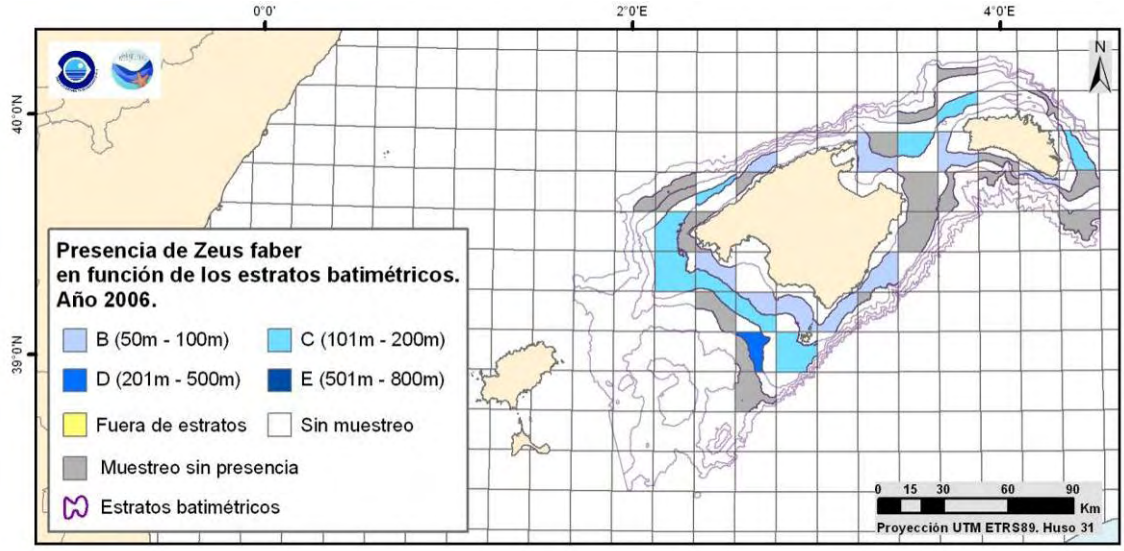


Figura 83. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

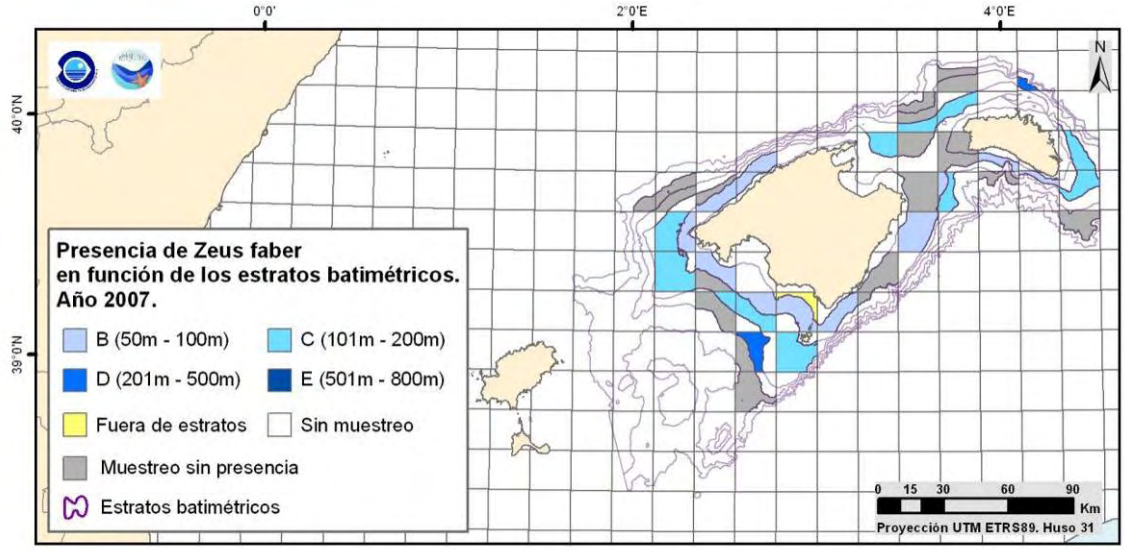


Figura 84. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

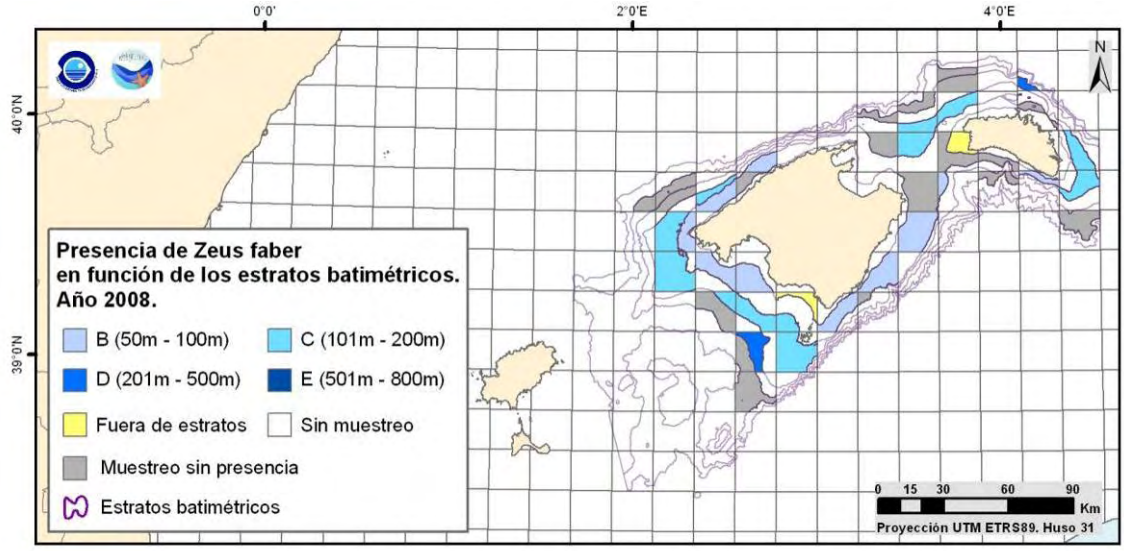


Figura 85. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

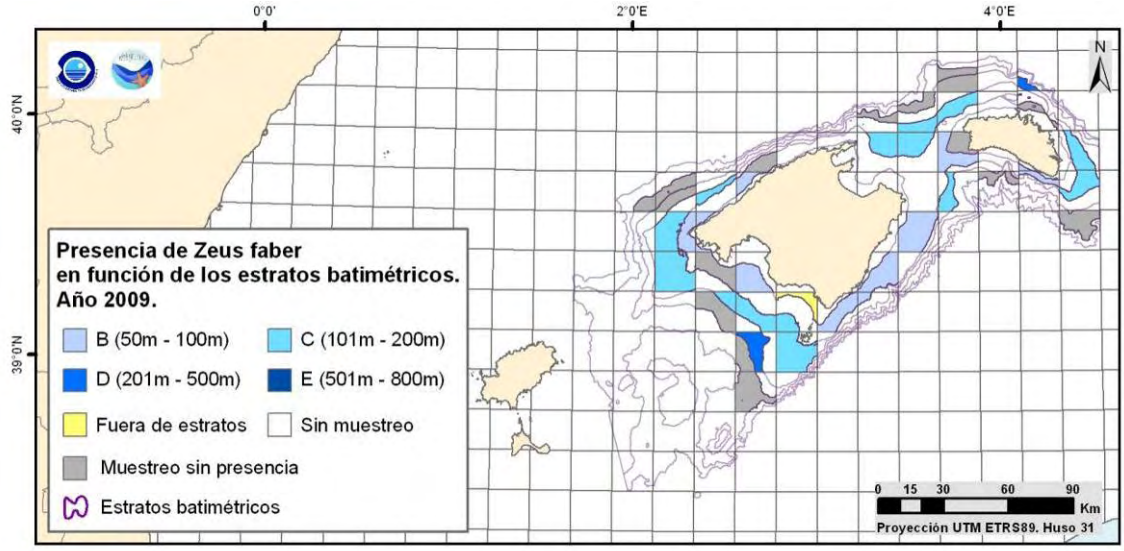


Figura 86. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

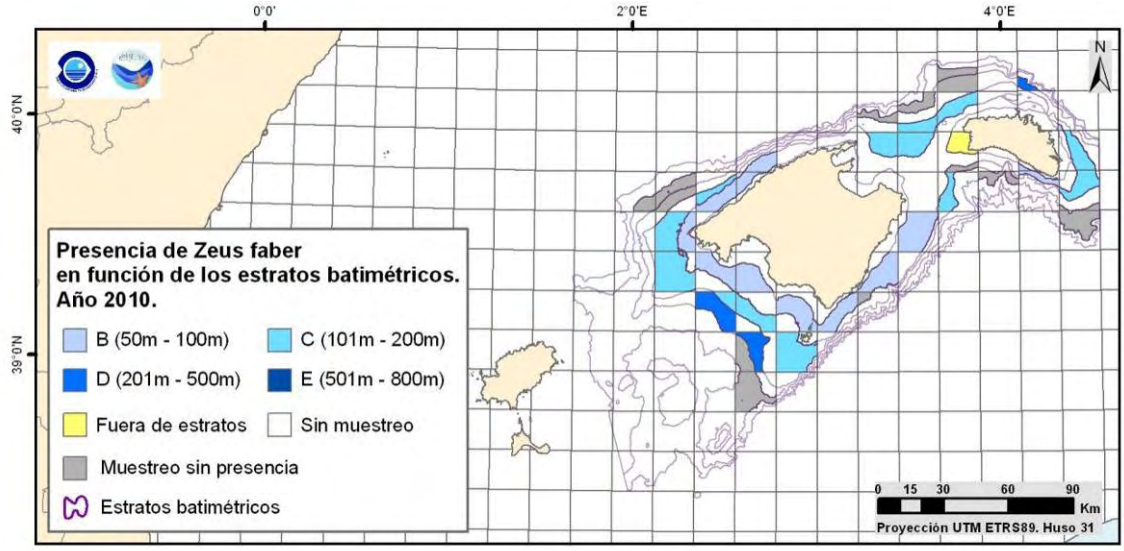


Figura 87. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

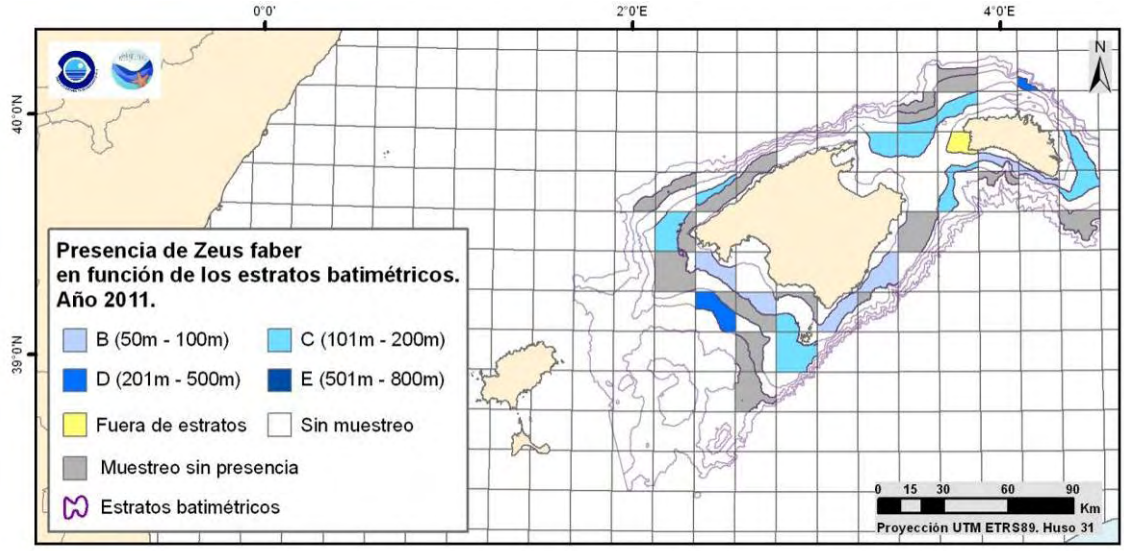


Figura 88. Mapas de distribución de *Zeus faber* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2011.

Apartado 2. Plataforma peninsular

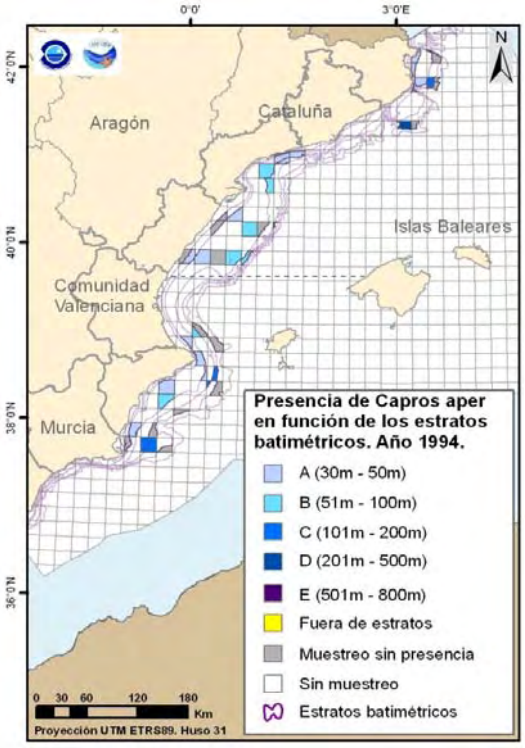


Figura 1- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

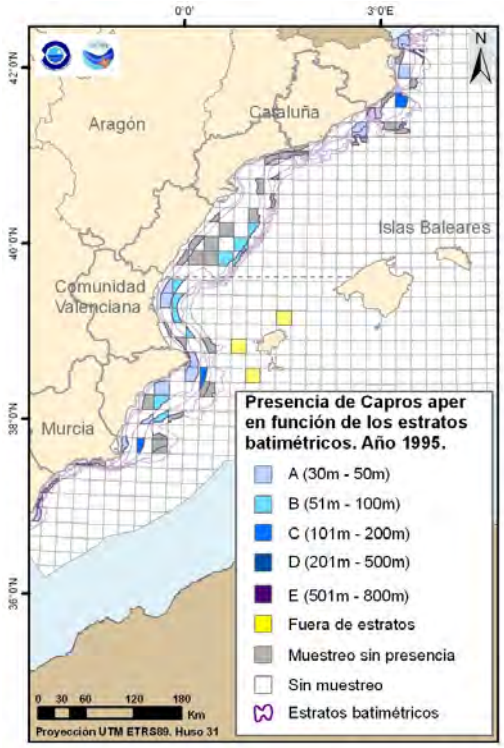


Figura 2- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.



Figura 3- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.



Figura 4- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.



Figura 5- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

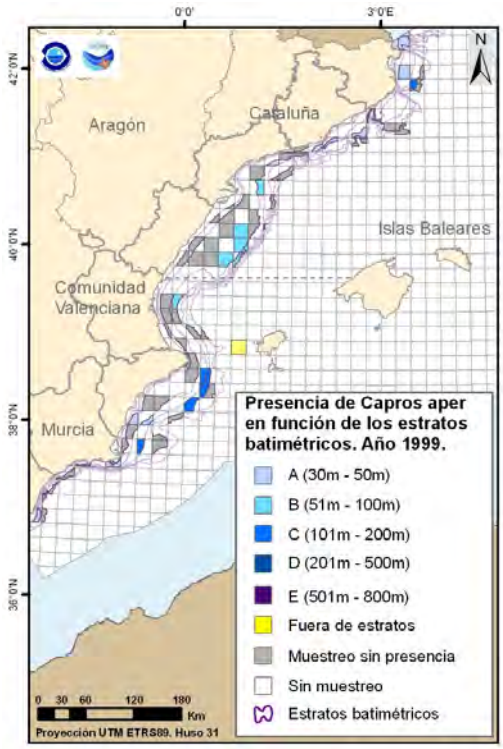


Figura 6- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

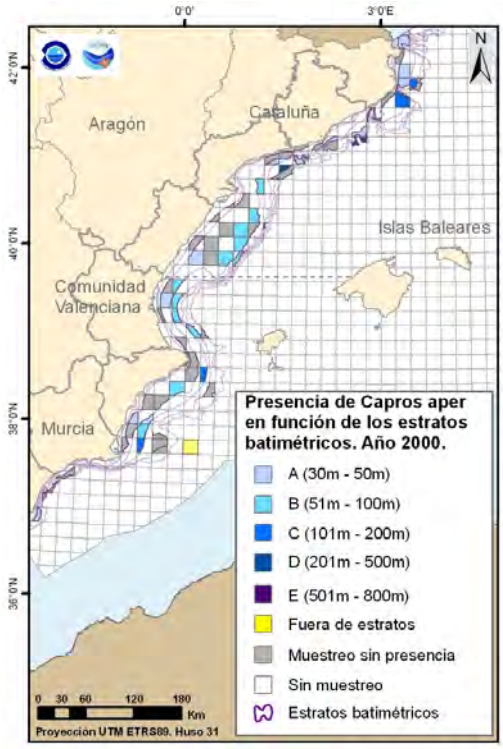


Figura 7- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.



Figura 8- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.



Figura 9- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.



Figura 10- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.



Figura 11- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.



Figura 12- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

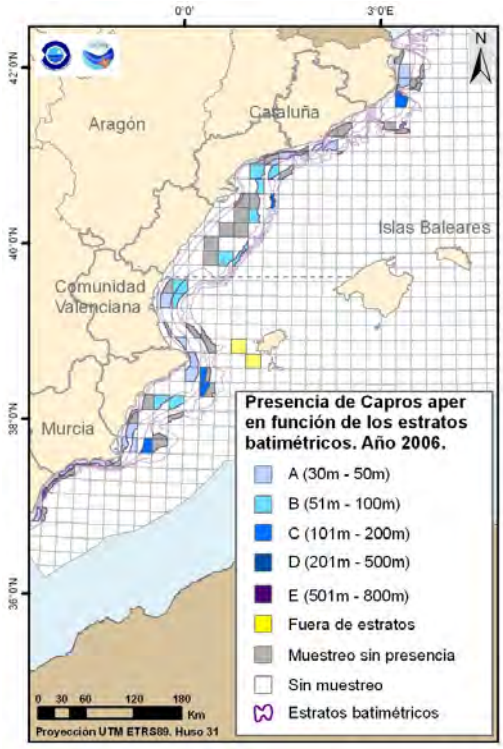


Figura 13- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

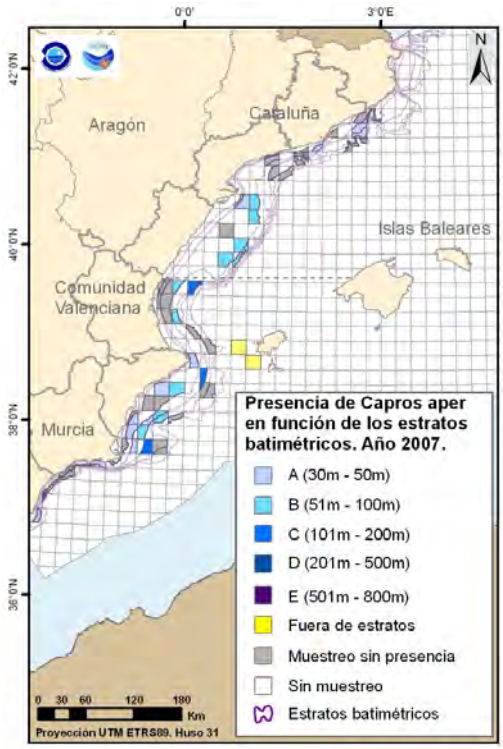


Figura 14 Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

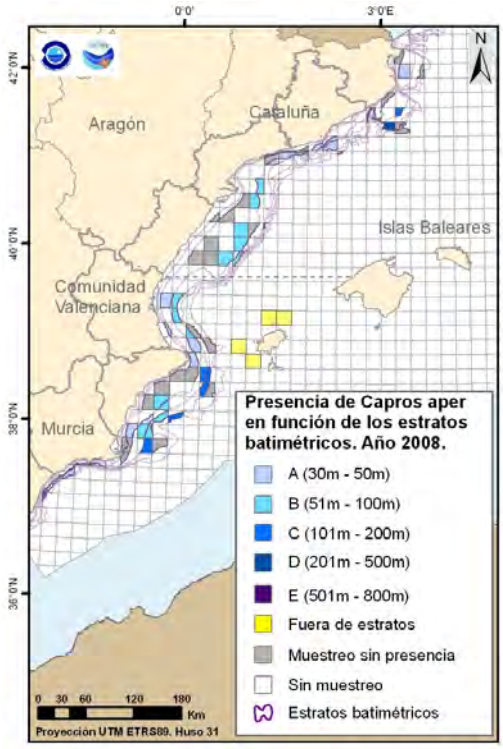


Figura 1516- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.



Figura 17- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

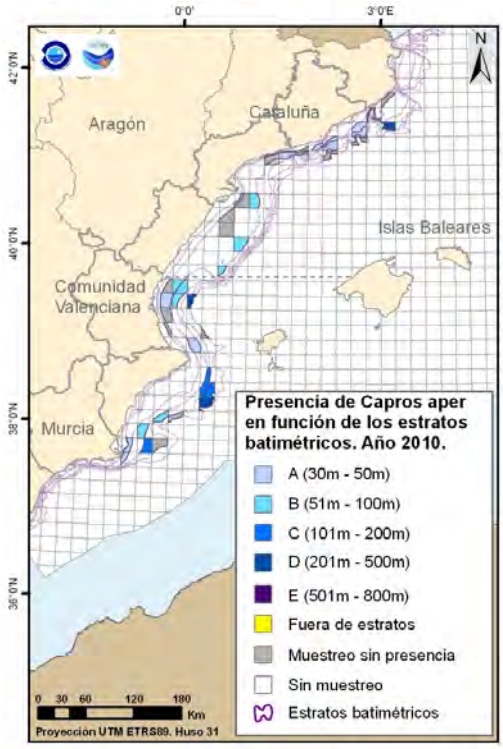


Figura 18- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.



Figura 19- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

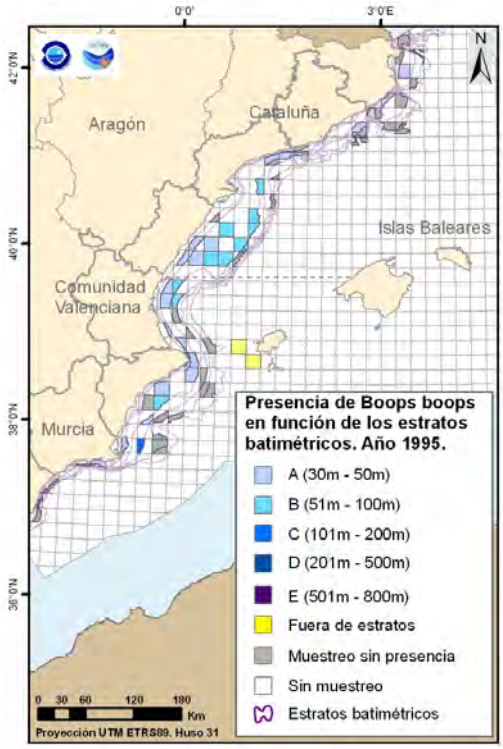


Figura 20- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.



Figura 21- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

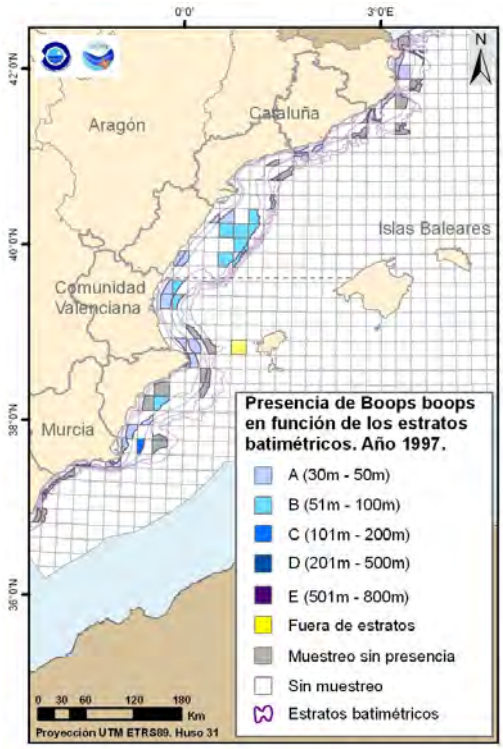


Figura 22- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.



Figura 23- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

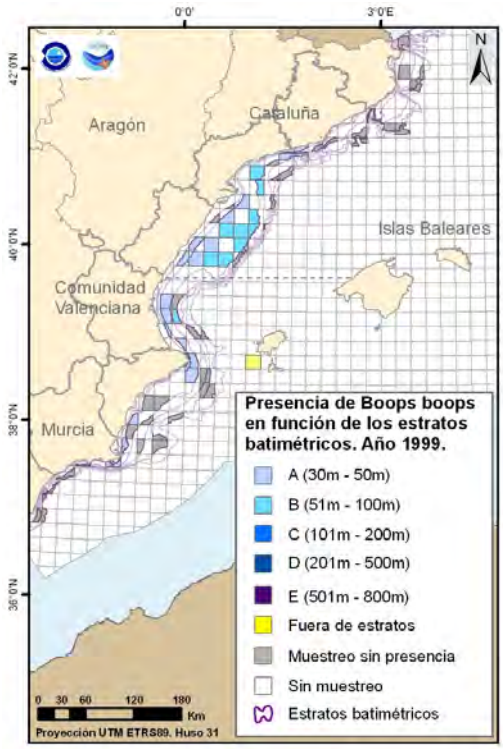


Figura 24- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.



Figura 25- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

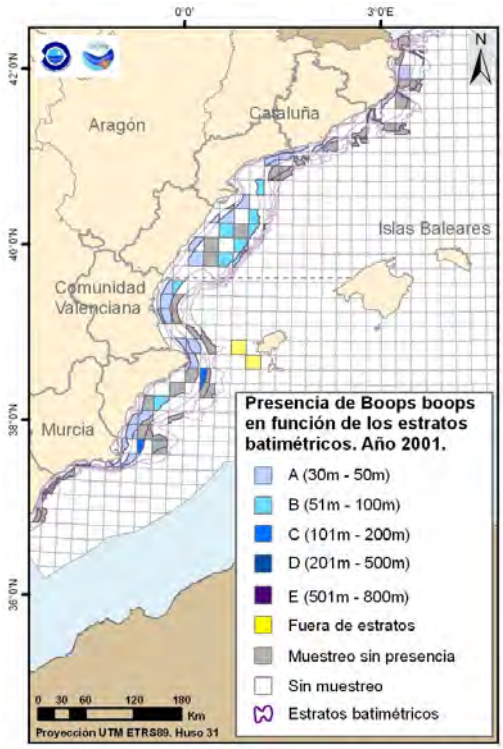


Figura 26- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.



Figura 27- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

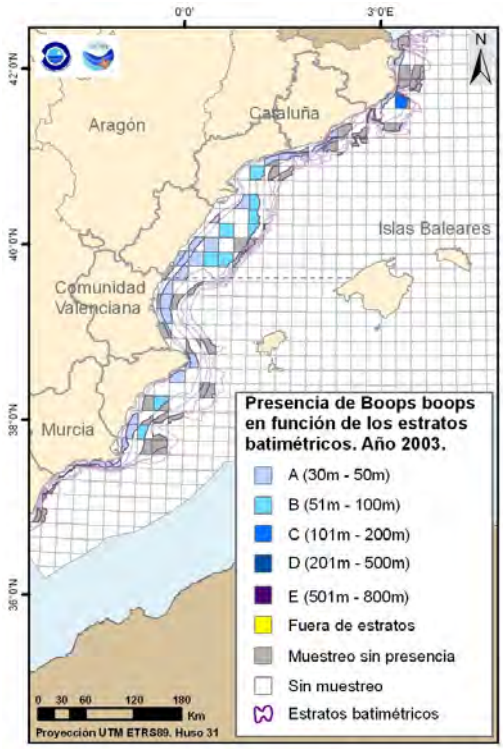


Figura 28- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.



Figura 29- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

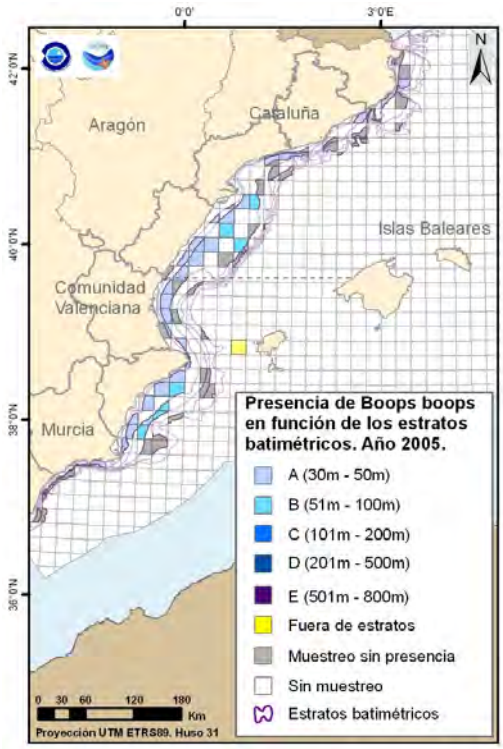


Figura 30- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.



Figura 31- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

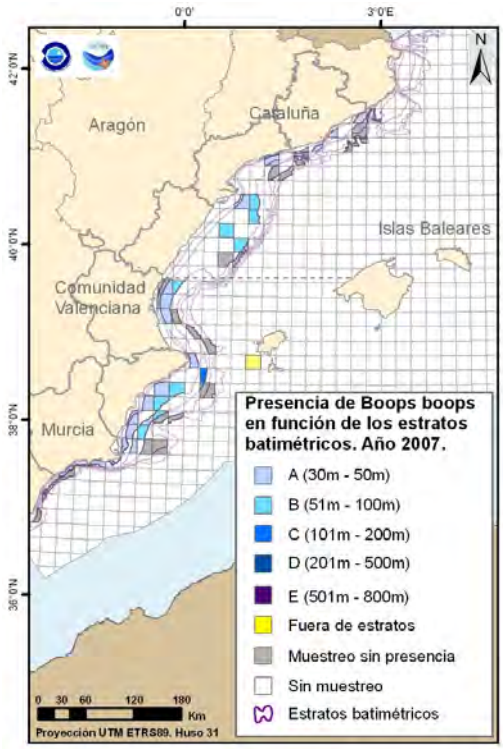


Figura 32- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

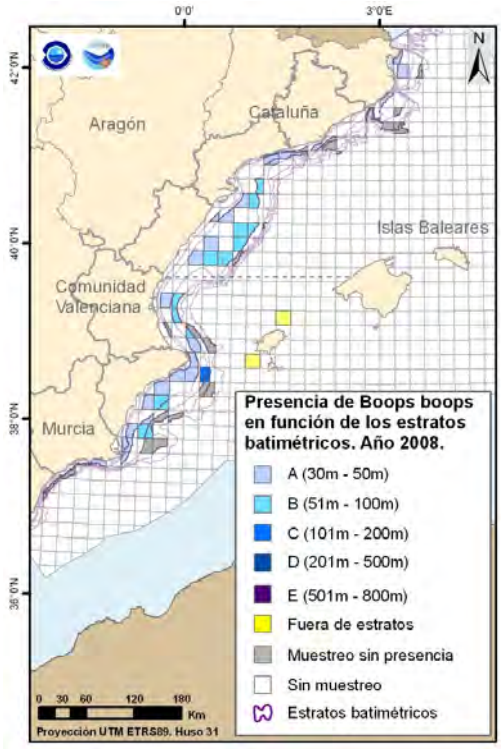


Figura 33- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.



Figura 34- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

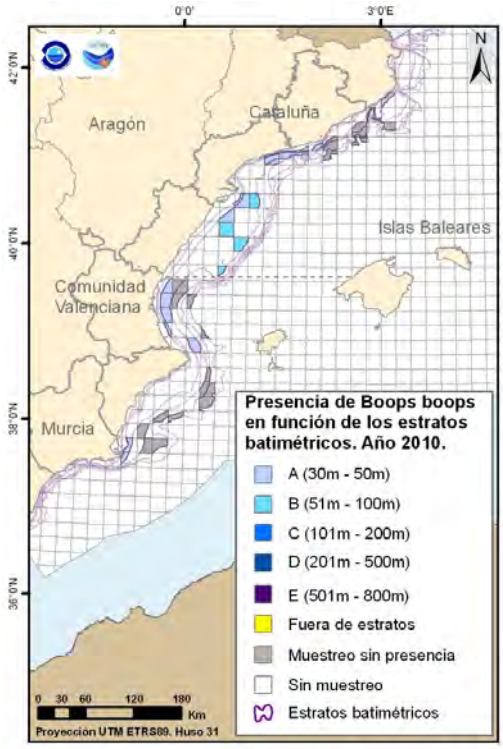


Figura 35- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

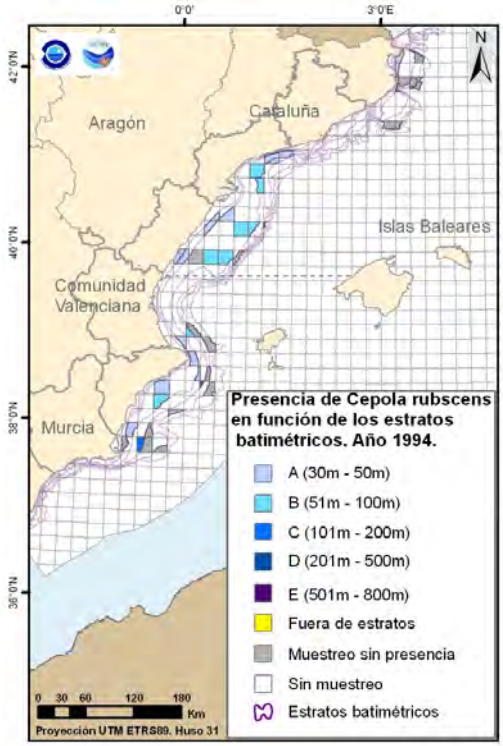


Figura 36- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

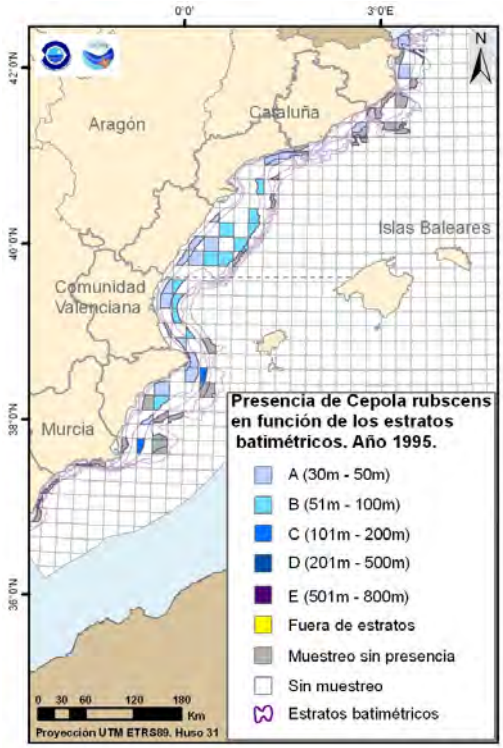


Figura 37- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

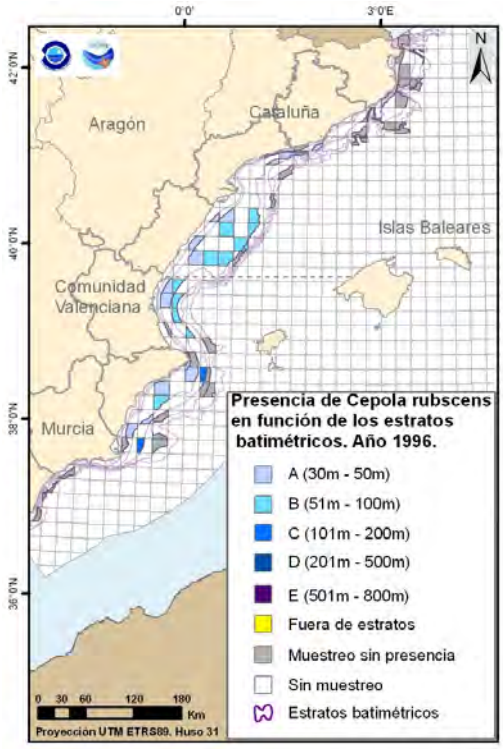


Figura 38- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

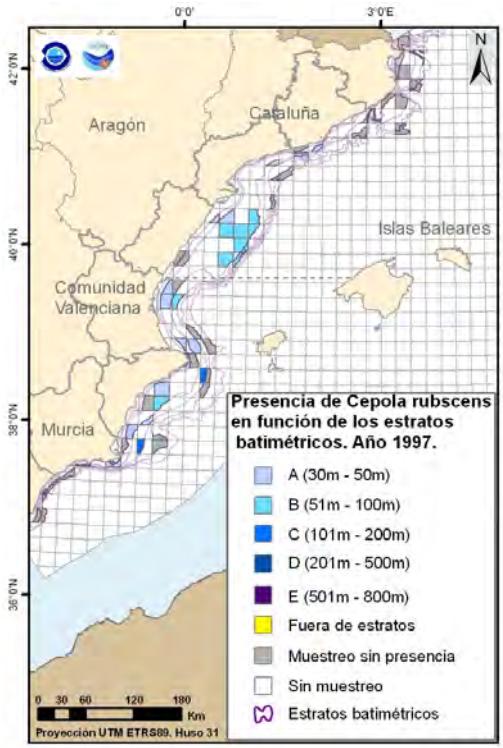


Figura 39- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

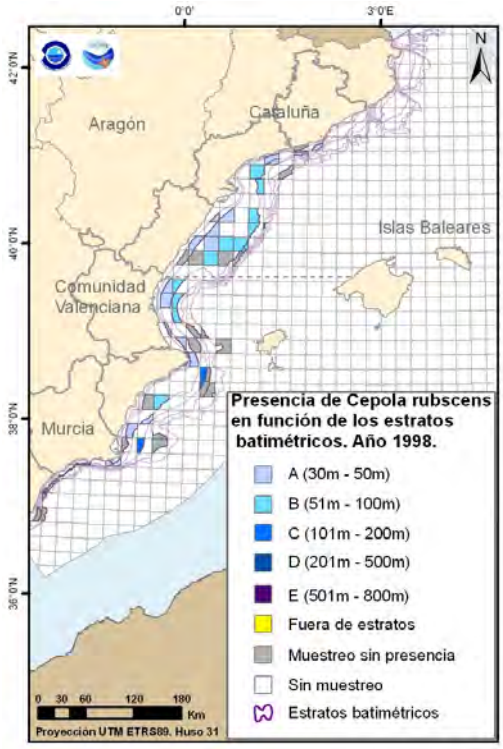


Figura 40- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

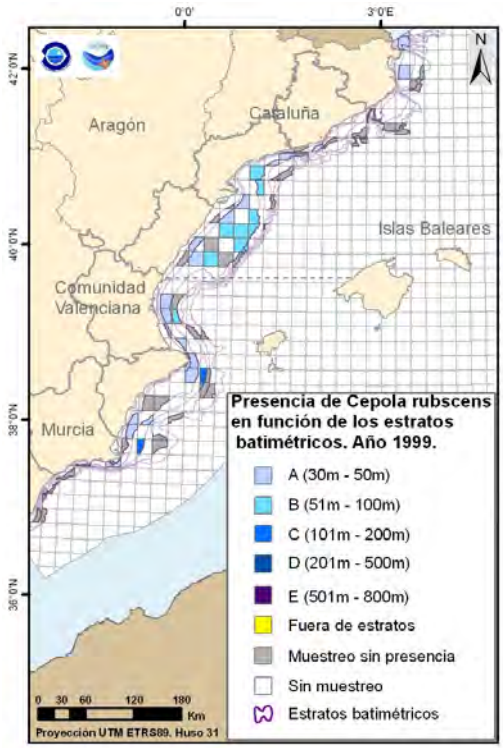


Figura 41- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

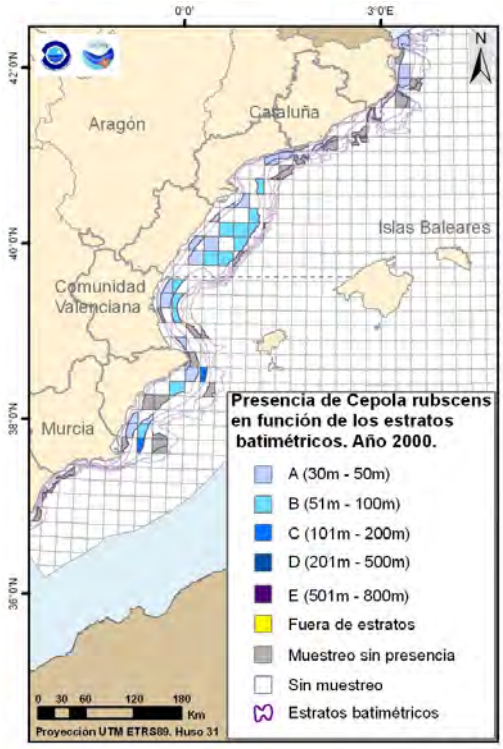


Figura 42- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

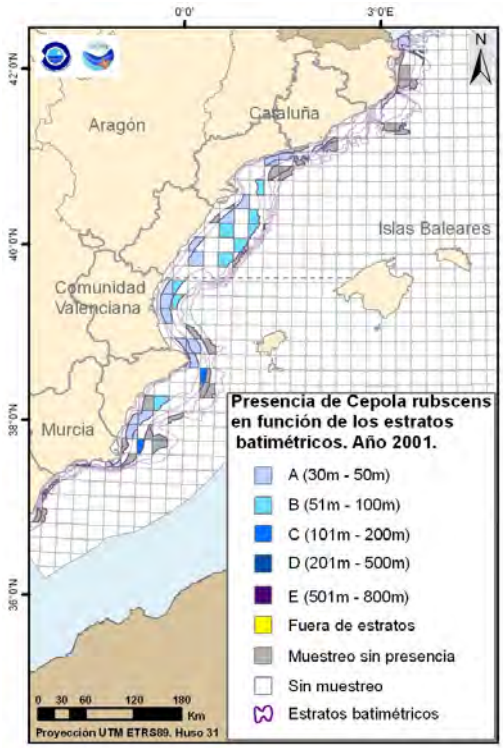


Figura 43- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

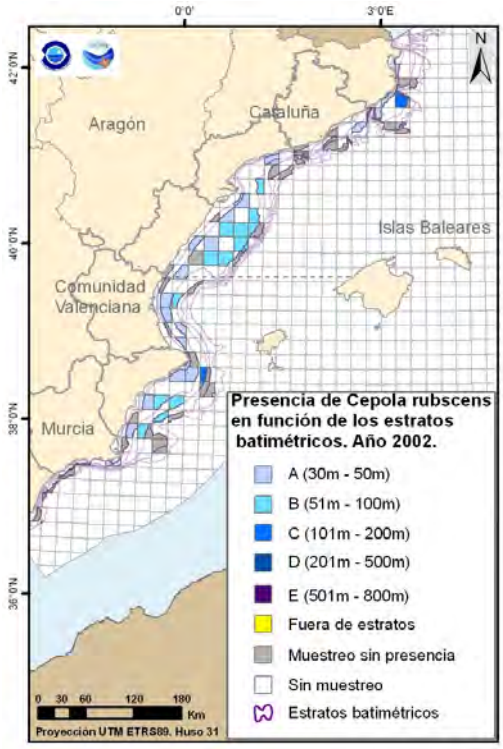


Figura 44- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

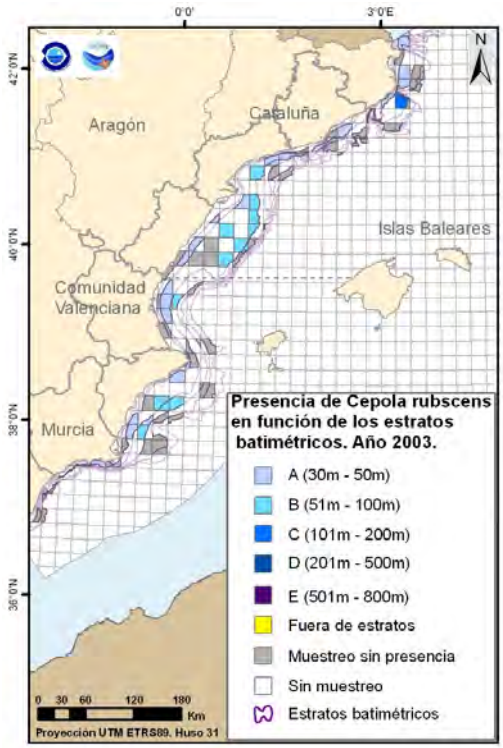


Figura 45- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

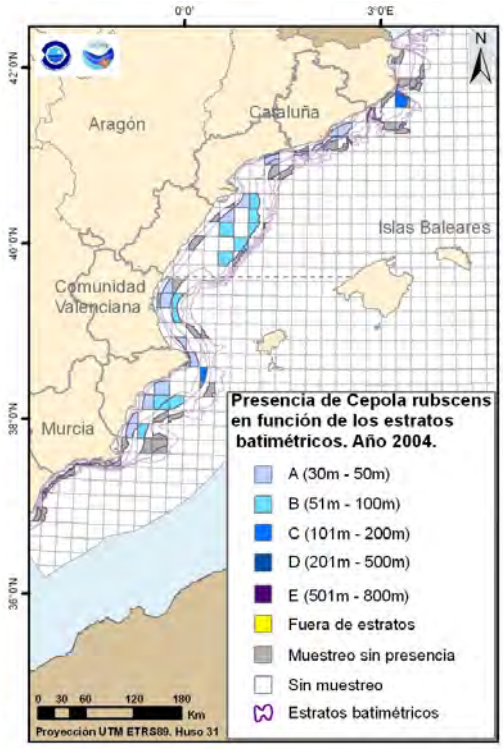


Figura 46- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.



Figura 47- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

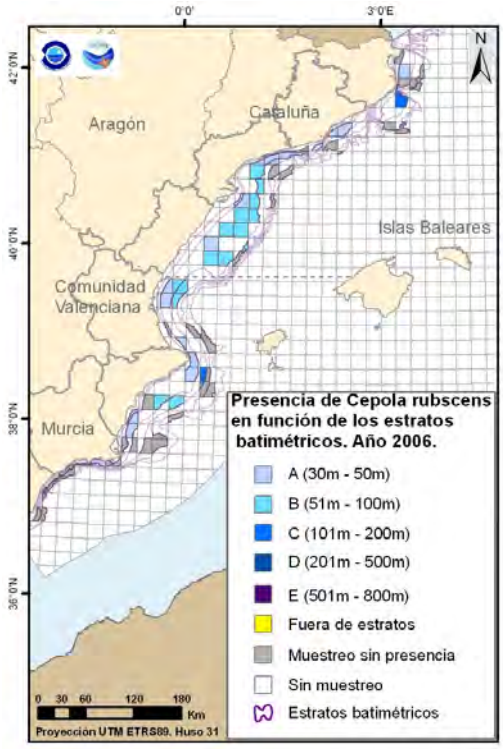


Figura 48- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

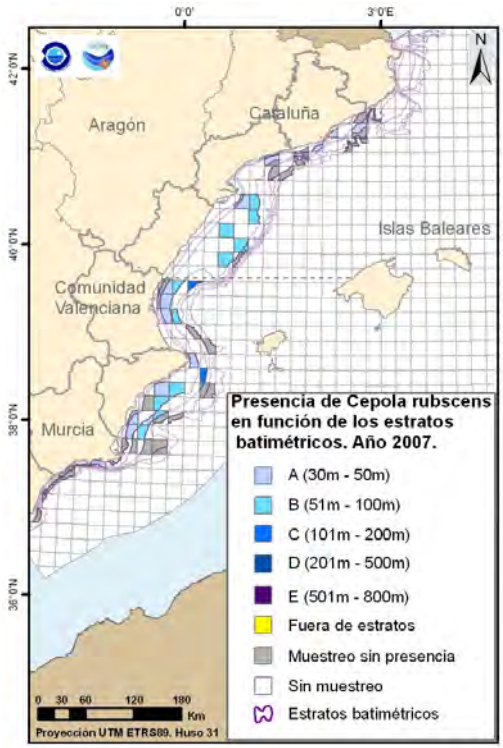


Figura 49- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

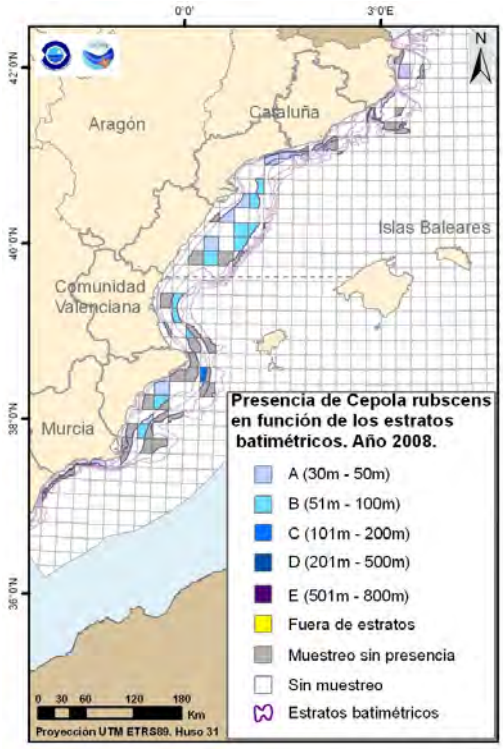


Figura 50- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.



Figura 51- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

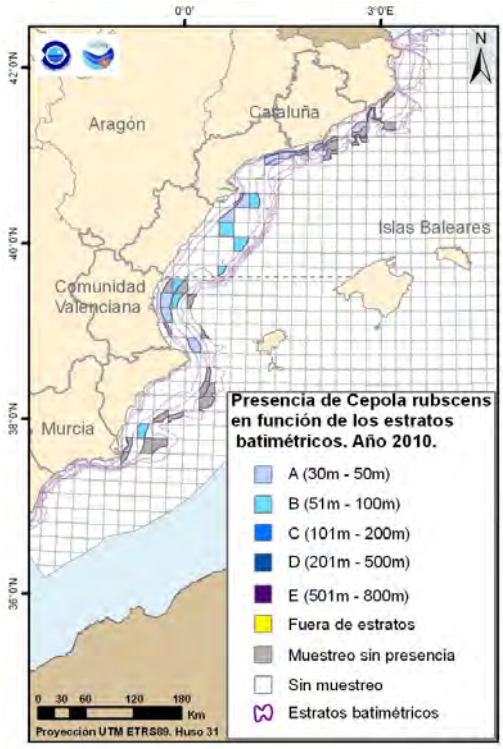


Figura 52- Mapas de distribución de *Cepola rubescens* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

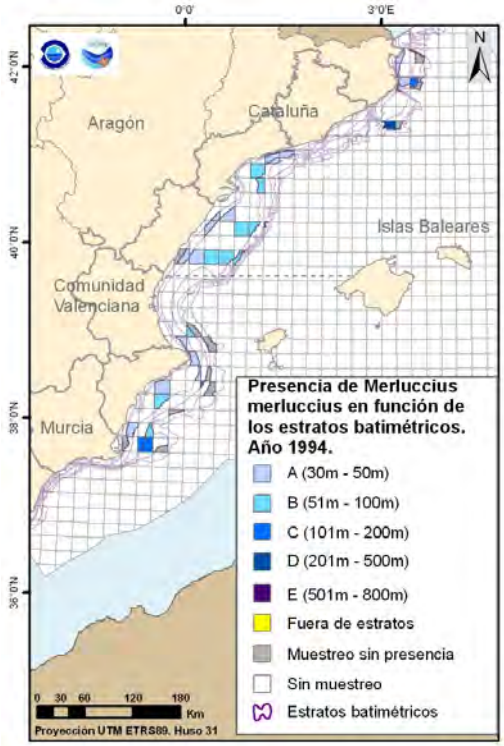


Figura 53- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

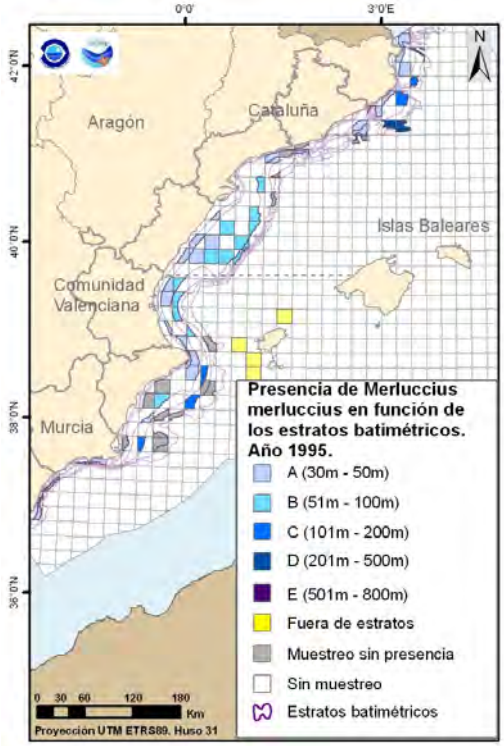


Figura 54- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

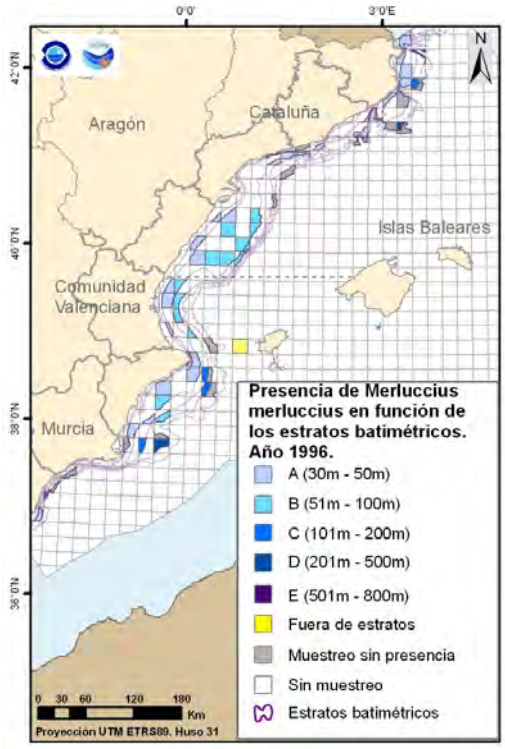


Figura 55- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

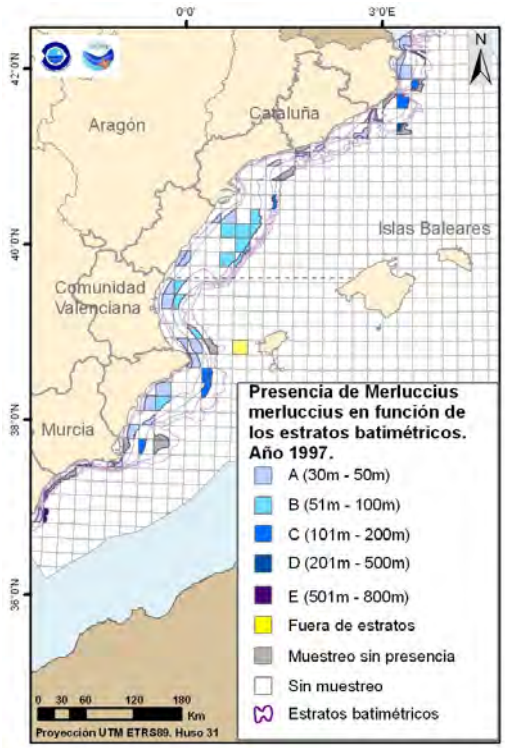


Figura 56- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

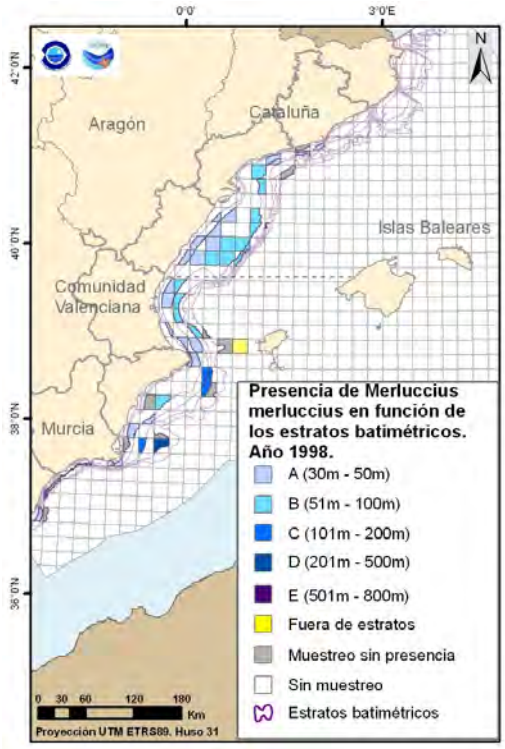


Figura 57- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

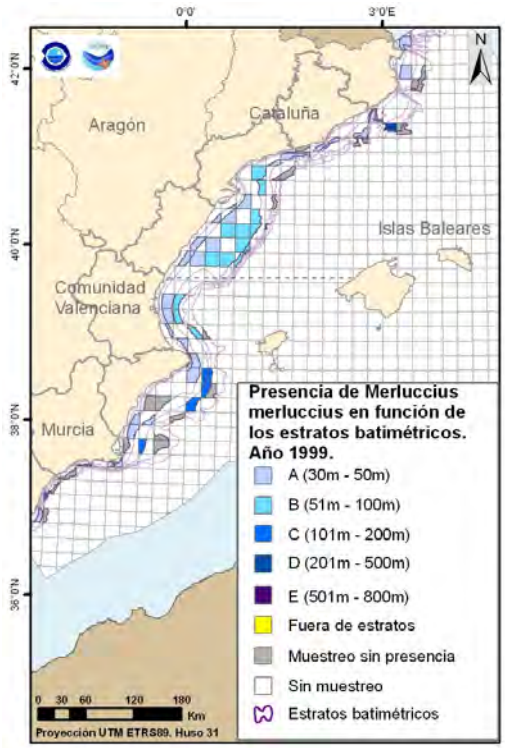


Figura 58- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

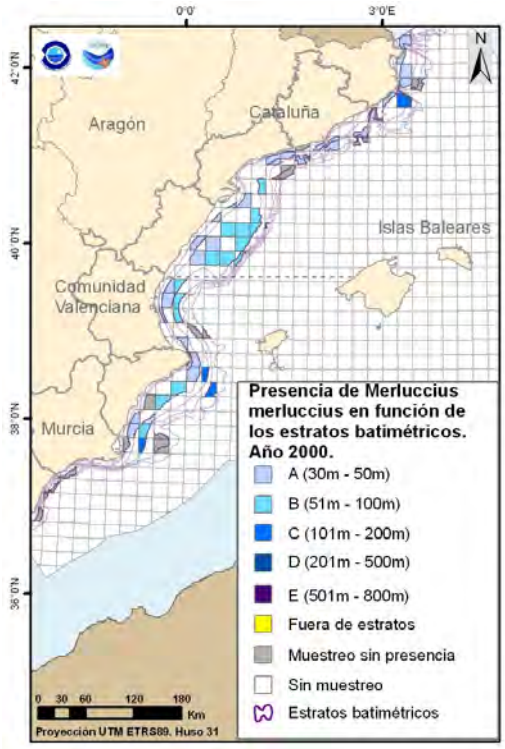


Figura 59- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

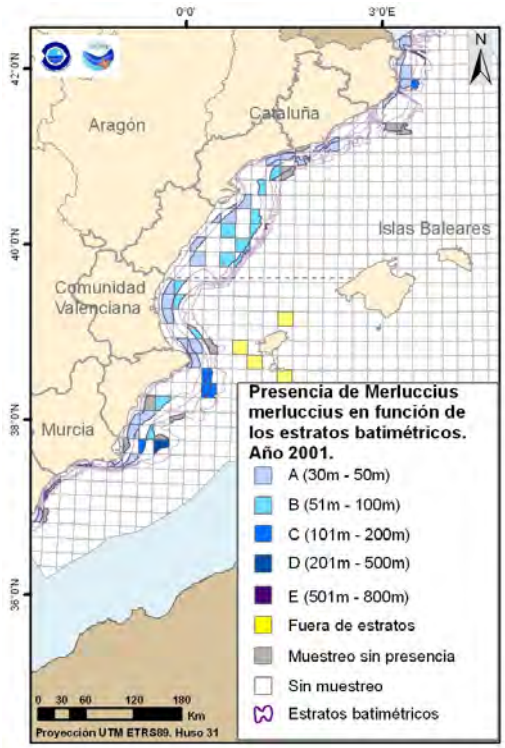


Figura 60- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

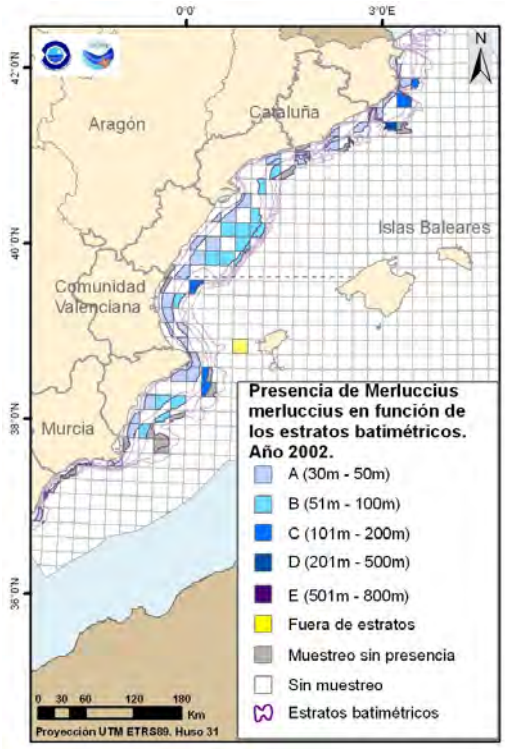


Figura 61- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

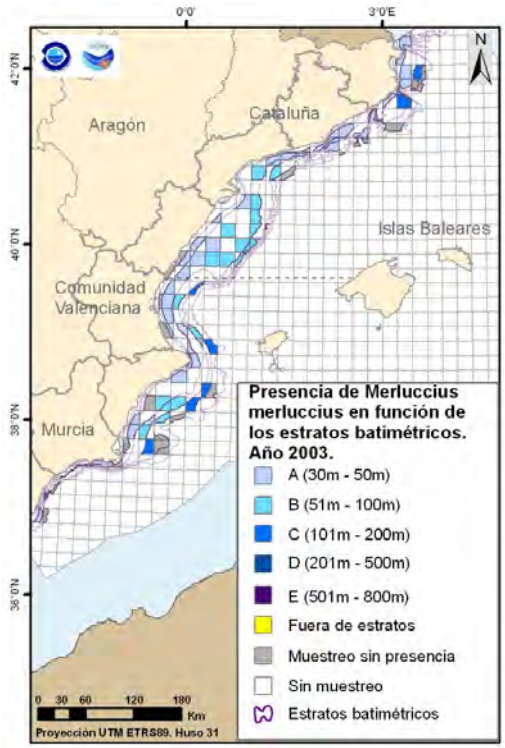


Figura 62- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

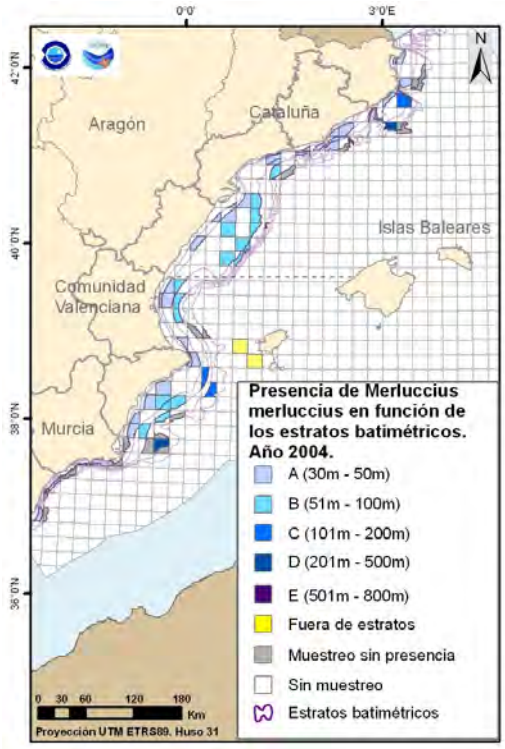


Figura 63- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

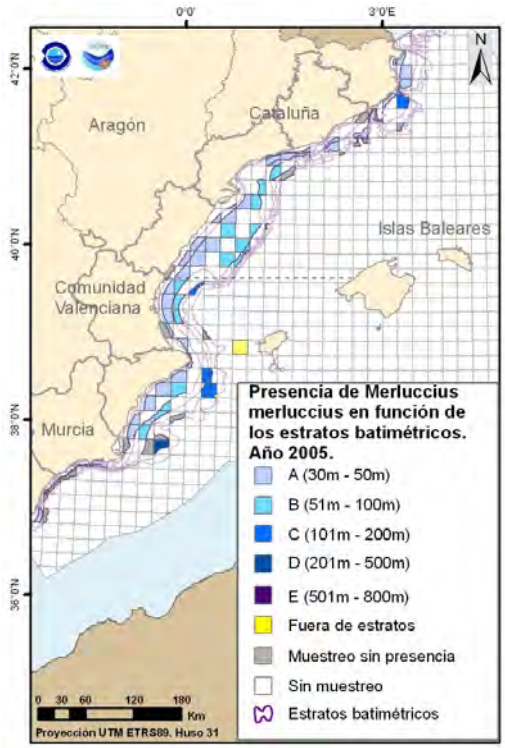


Figura 64- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

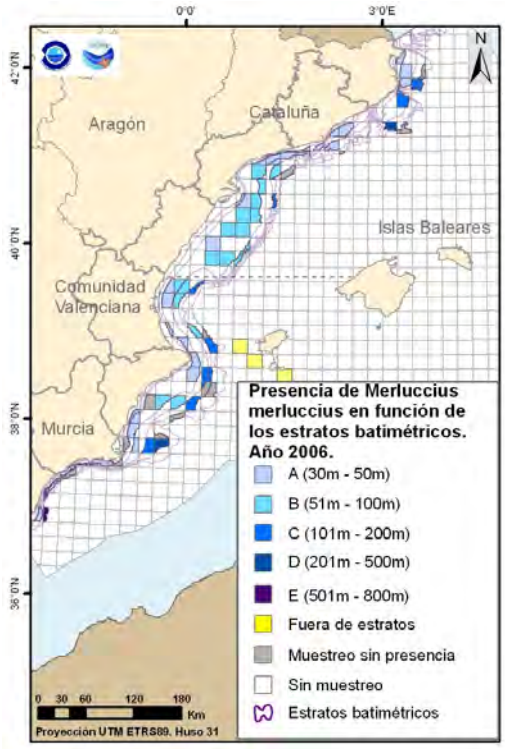


Figura 65- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

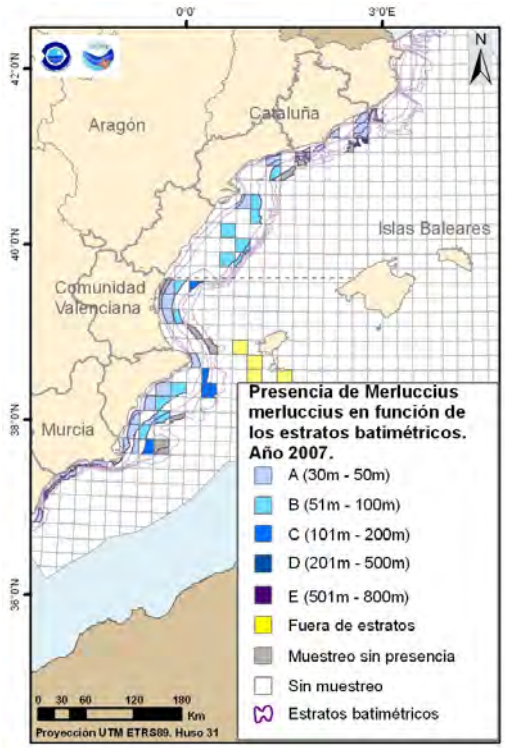


Figura 66- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

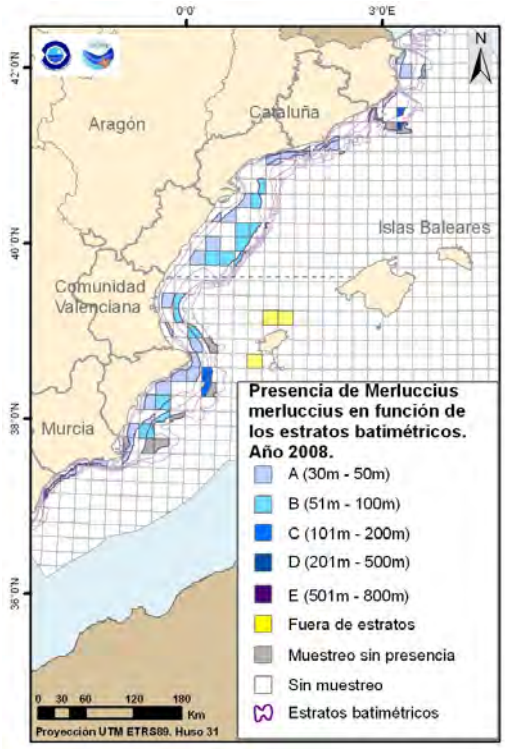


Figura 67- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

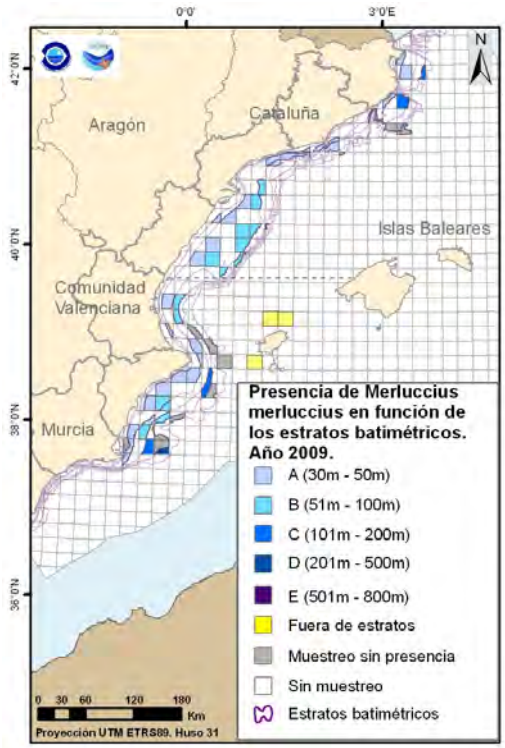


Figura 68- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

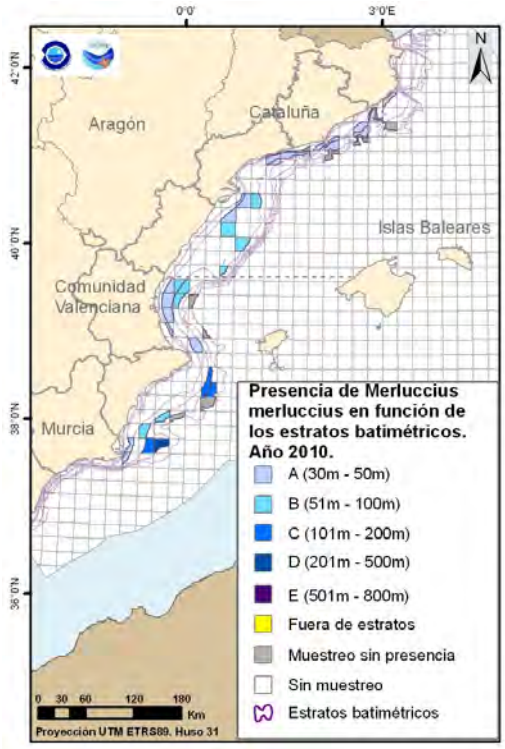


Figura 69- Mapas de distribución de *M. merluccius smiridus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

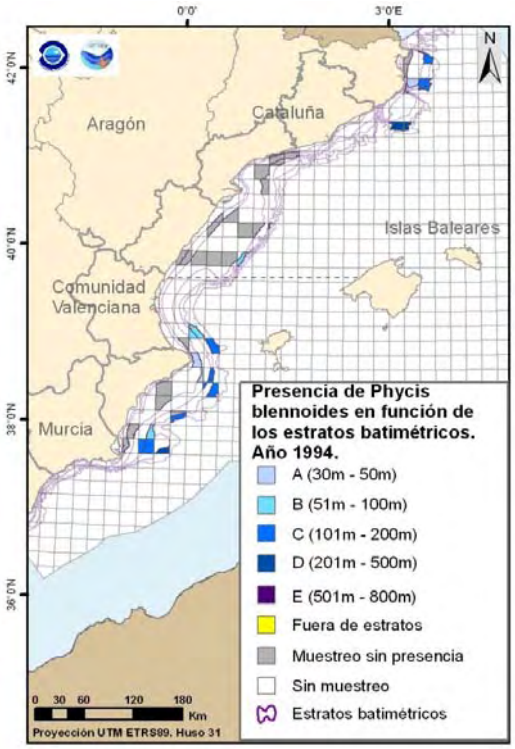


Figura 70- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

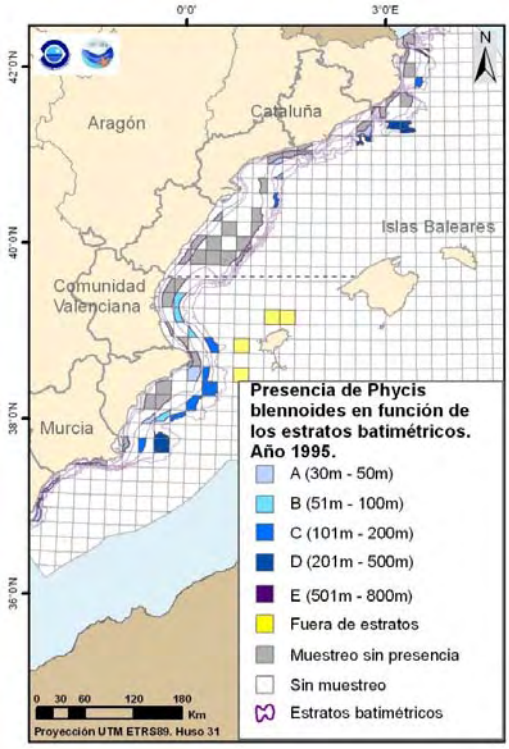


Figura 71- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

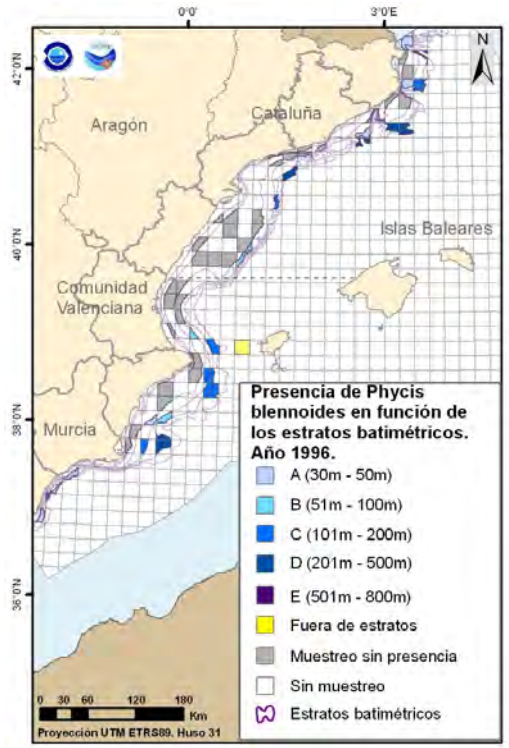


Figura 72- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

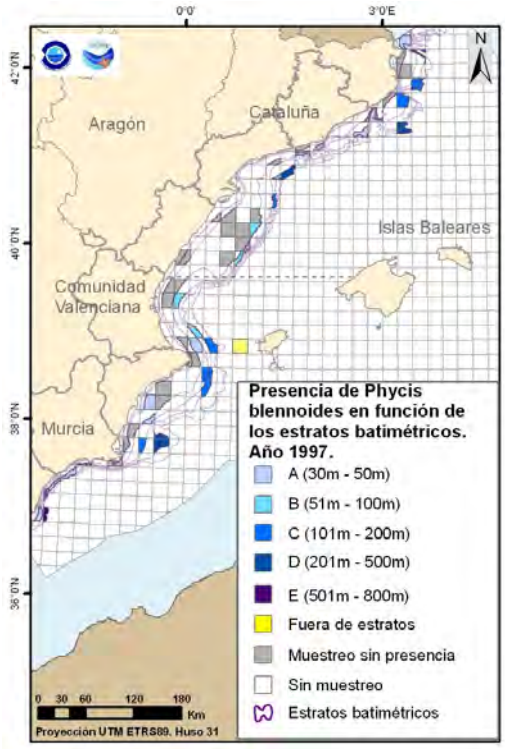


Figura 73- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

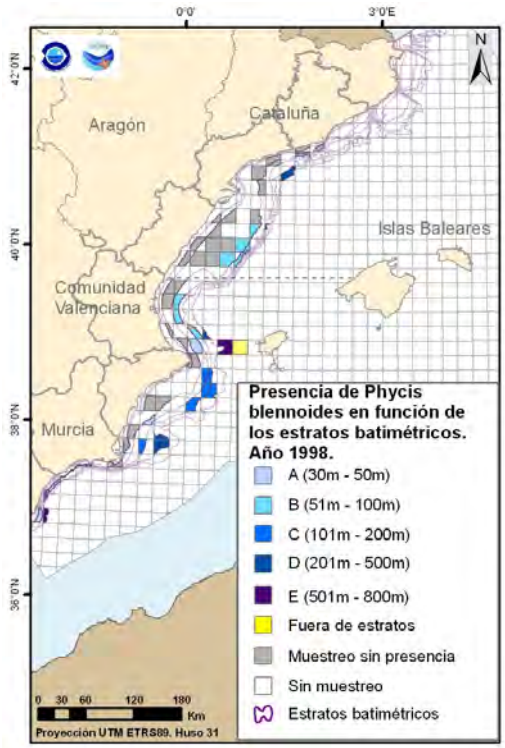


Figura 74- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

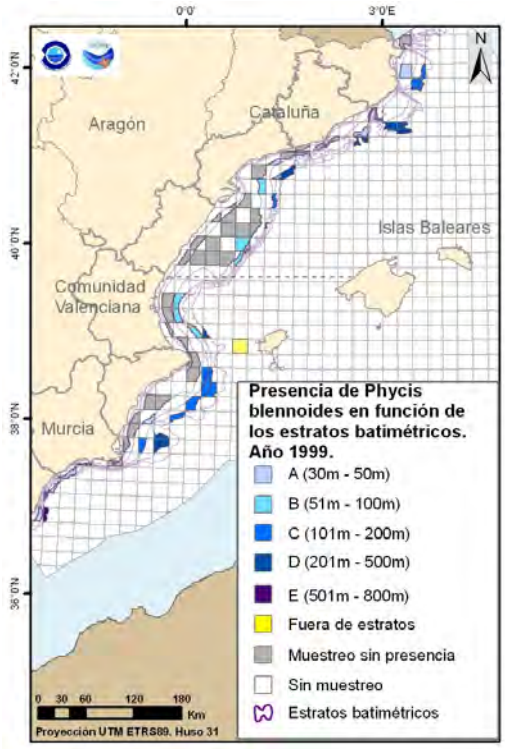


Figura 75- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

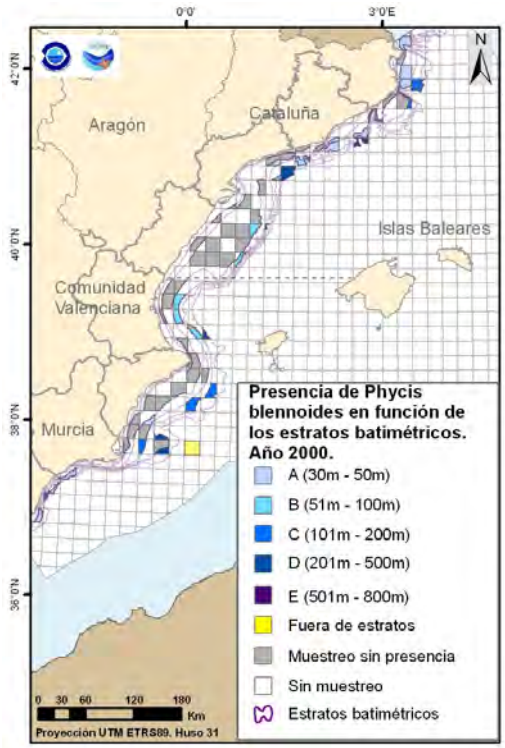


Figura 76- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

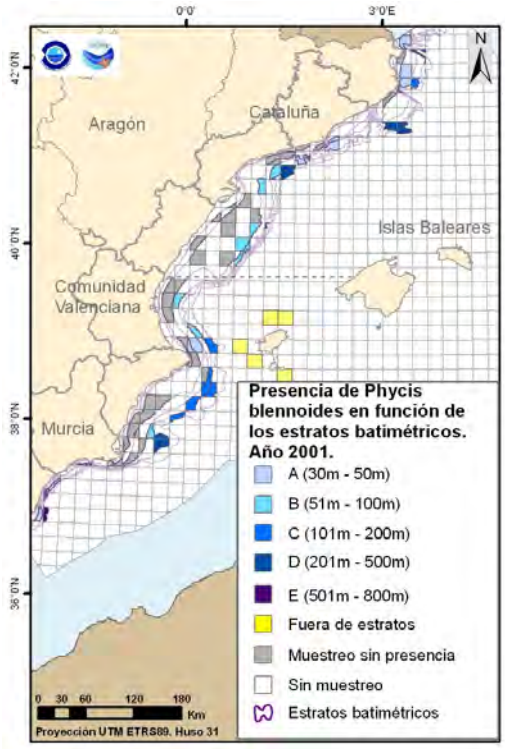


Figura 77- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

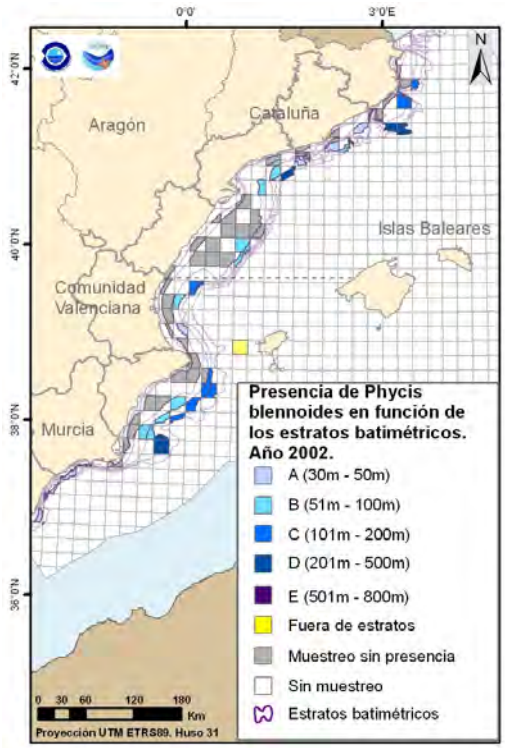


Figura 78- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

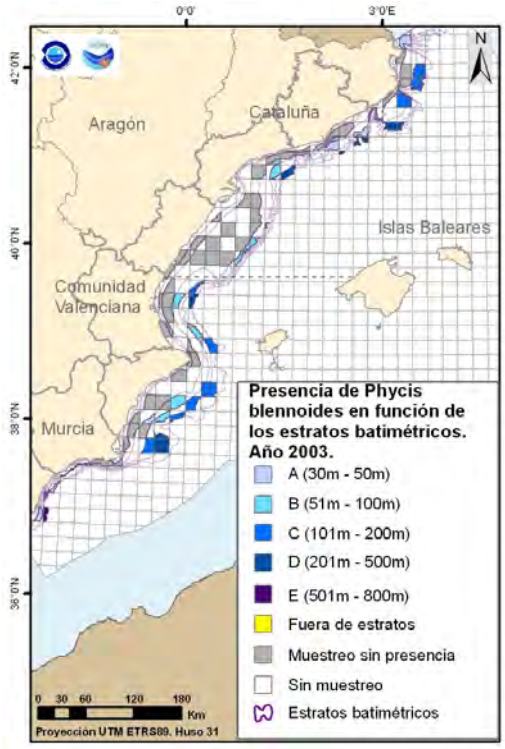


Figura 79- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

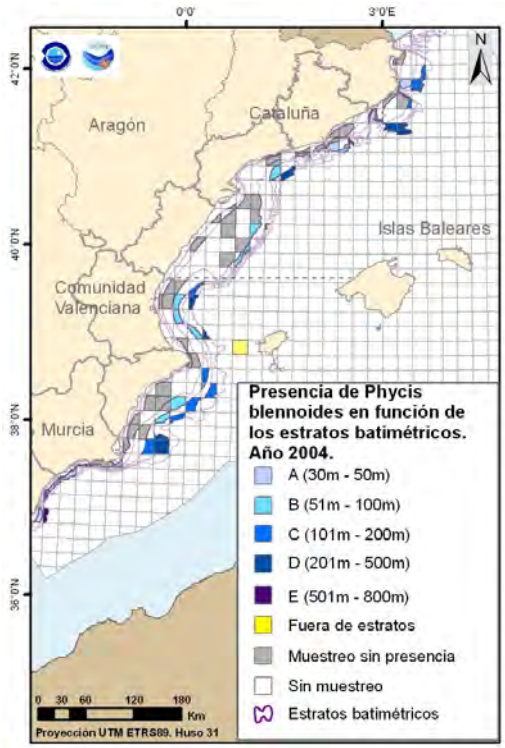


Figura 80- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

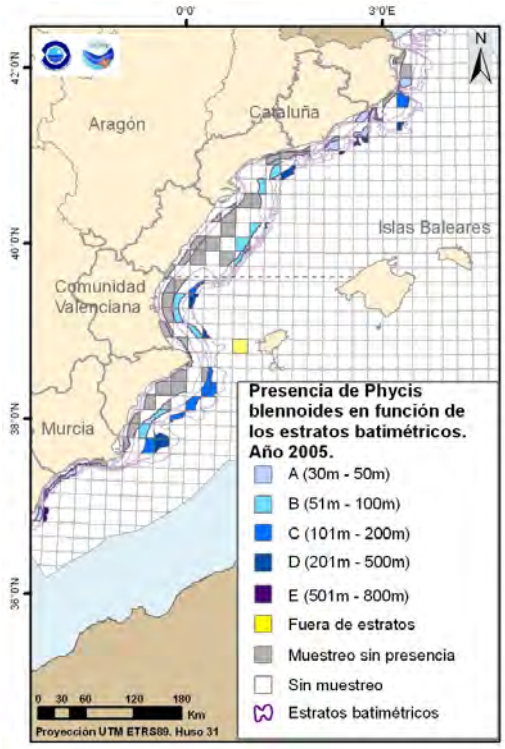


Figura 81- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

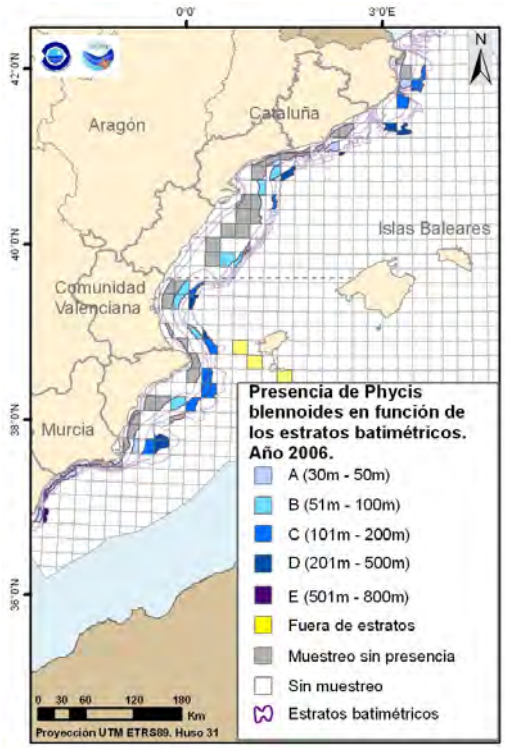


Figura 82- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

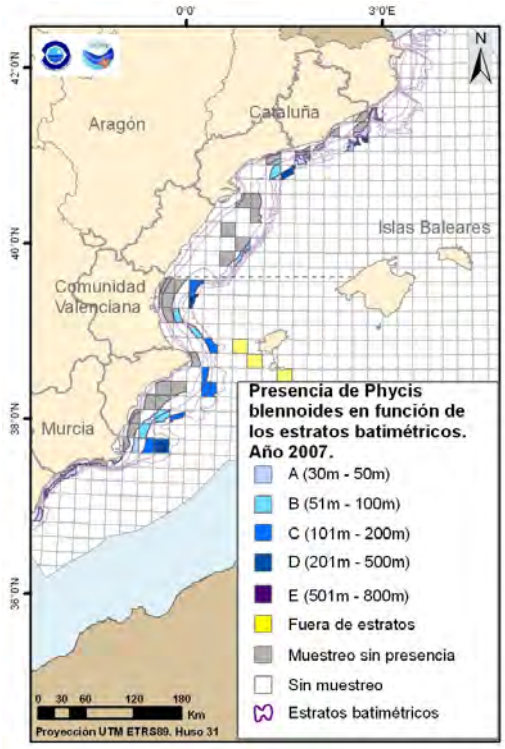


Figura 83 Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

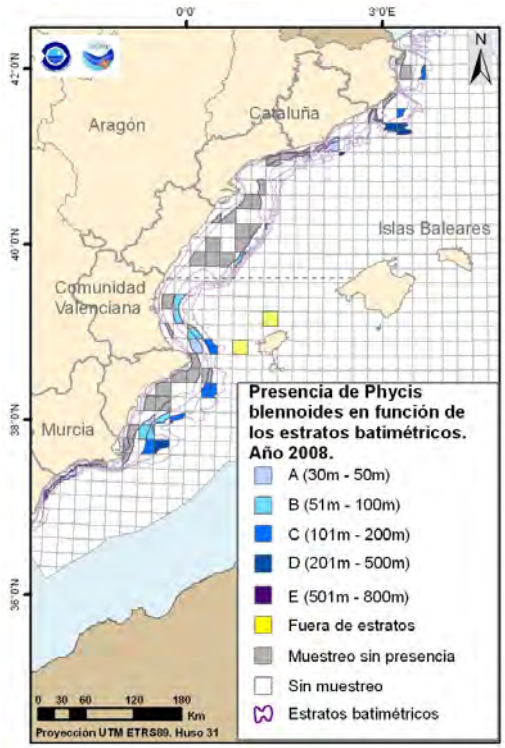


Figura 8485- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

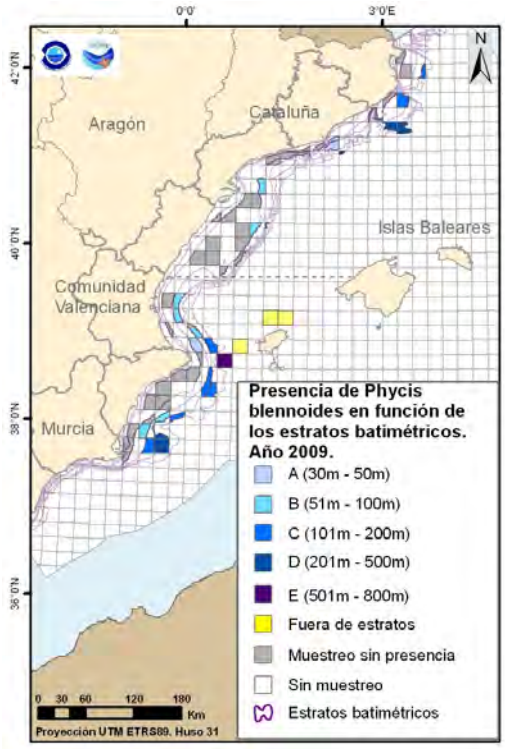


Figura 86- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

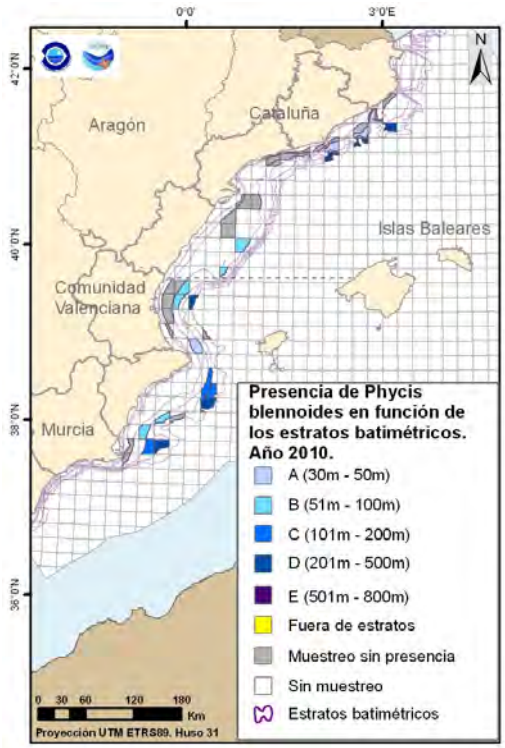


Figura 87- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

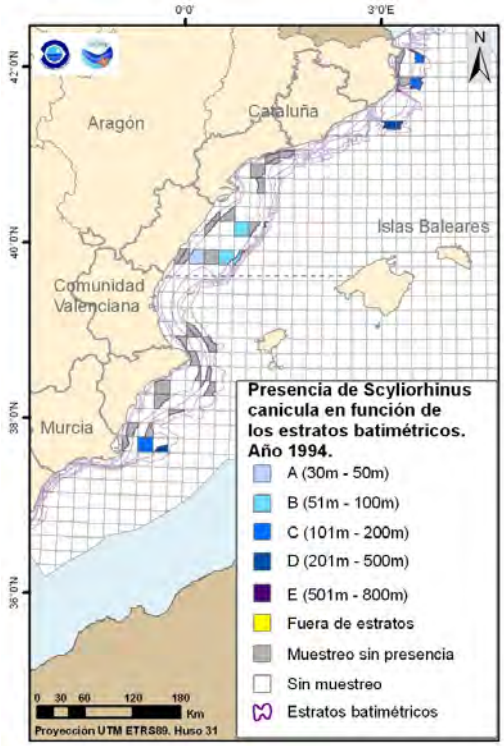


Figura 88- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

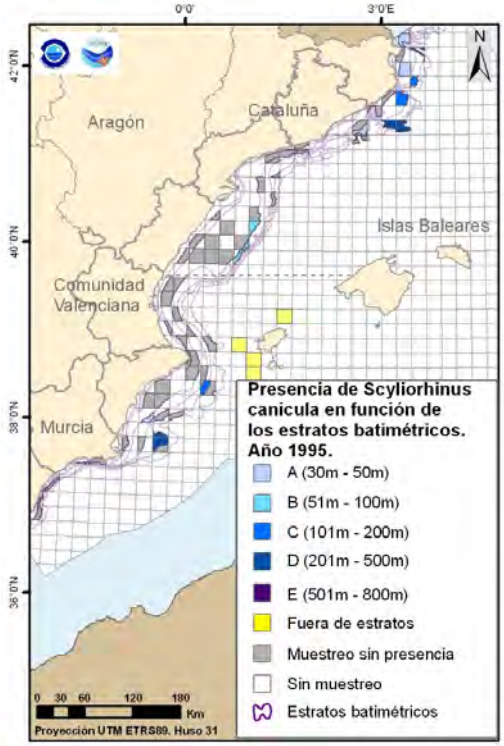


Figura 89- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

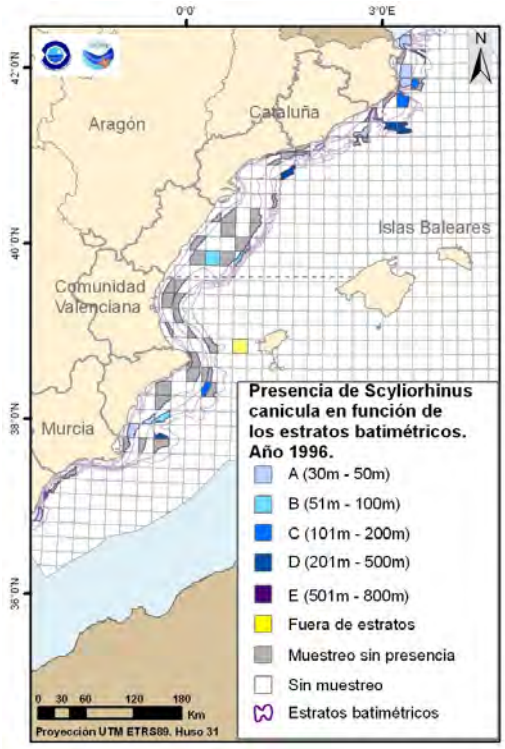


Figura 90- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

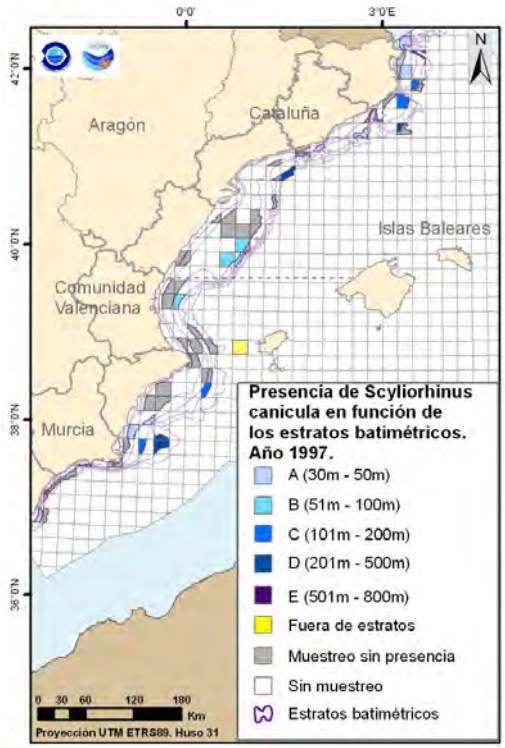


Figura 91- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

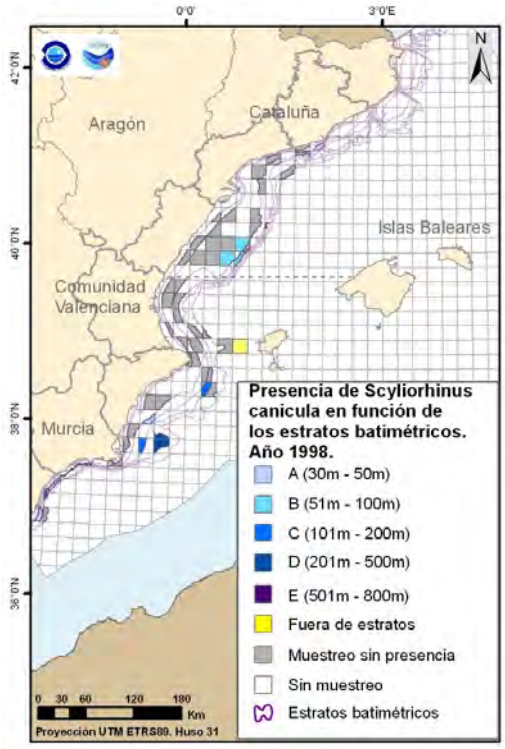


Figura 92- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

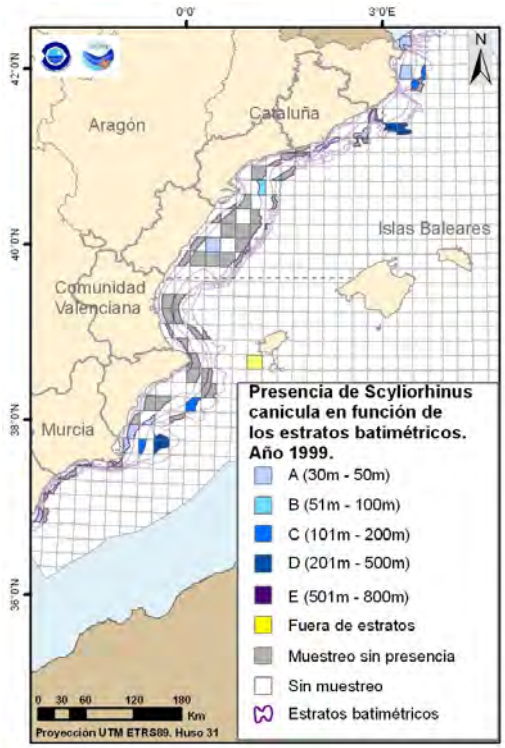


Figura 93- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

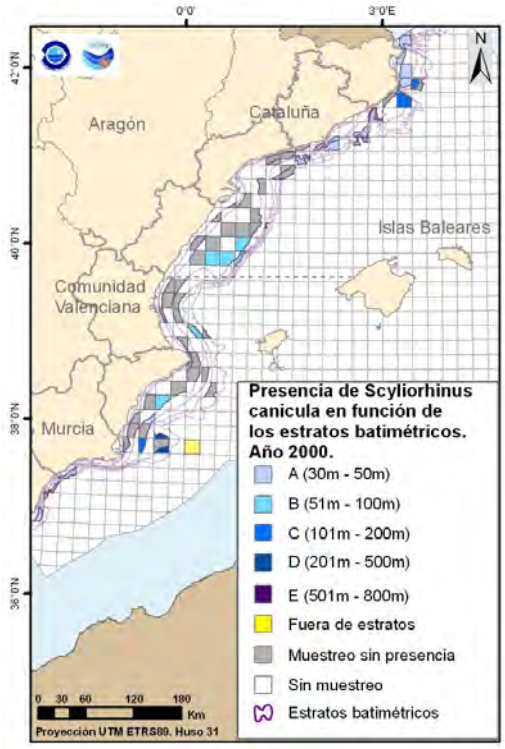


Figura 94- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

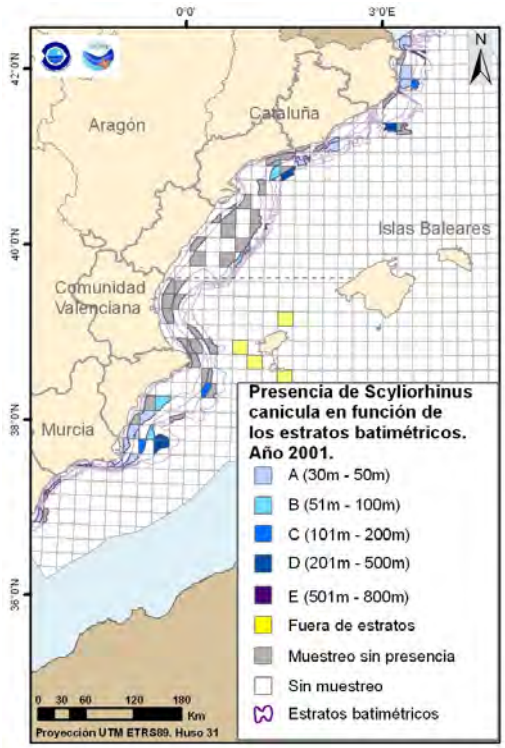


Figura 95- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

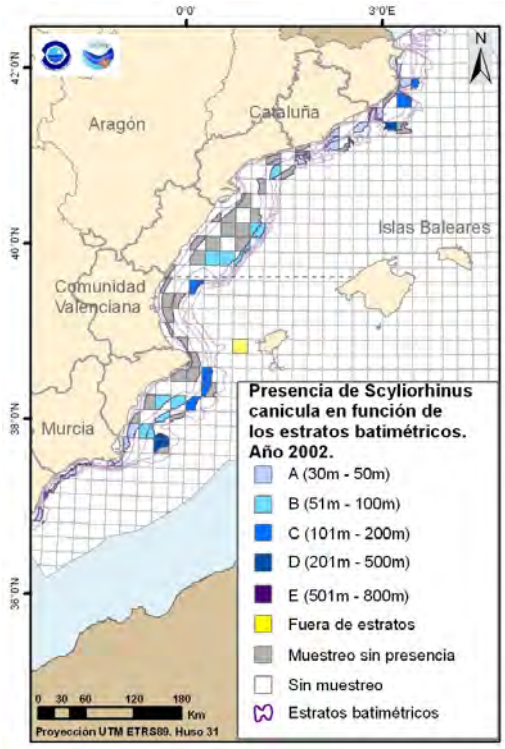


Figura 96- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

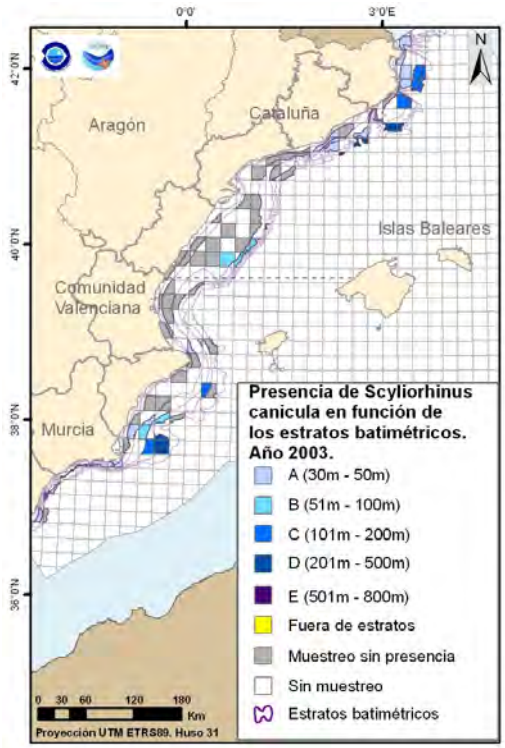


Figura 97- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

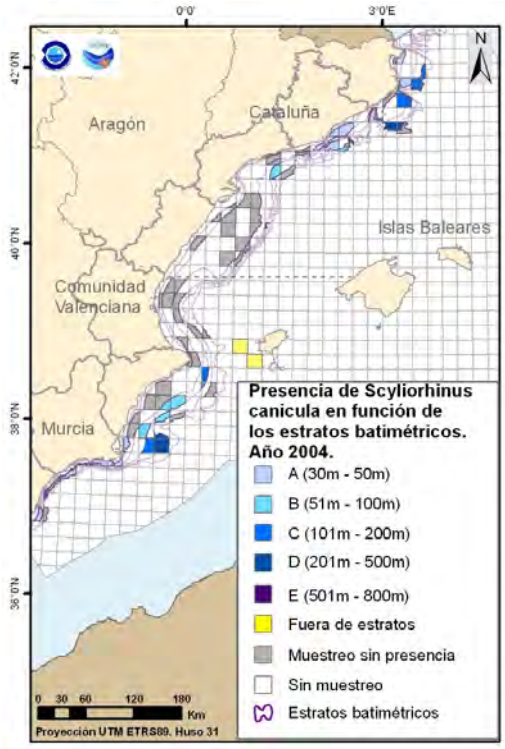


Figura 98- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

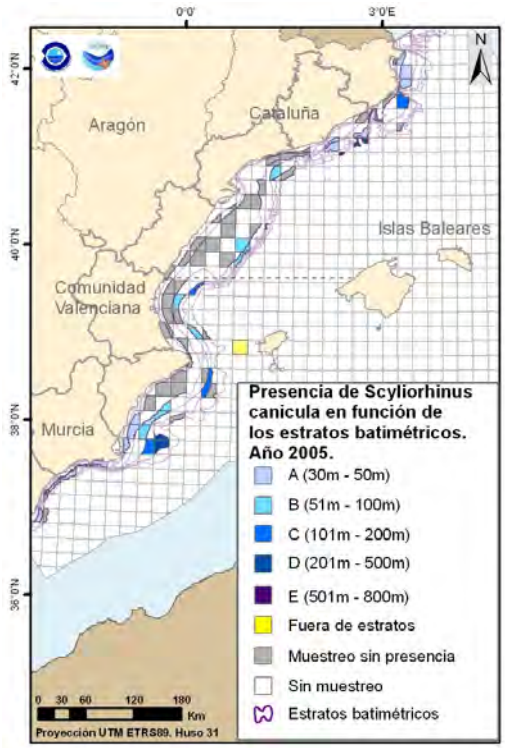


Figura 99- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

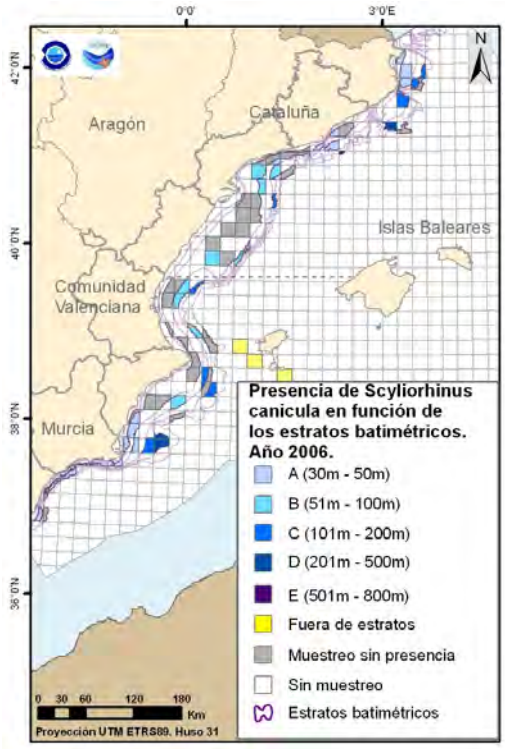


Figura 100- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

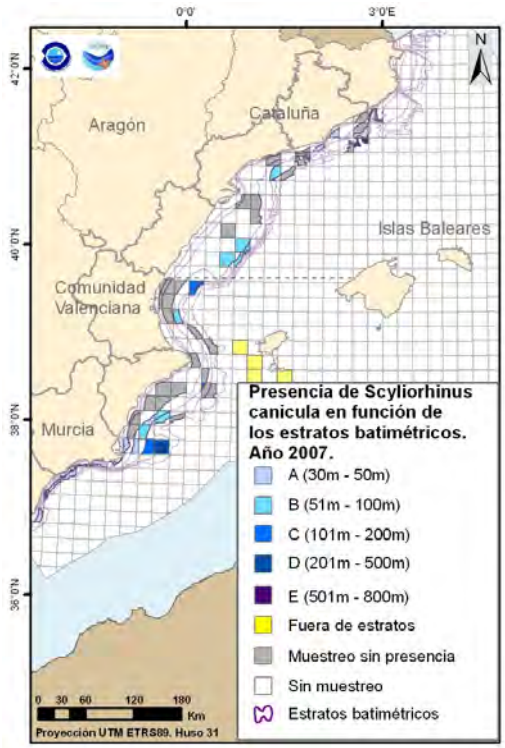


Figura 101- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

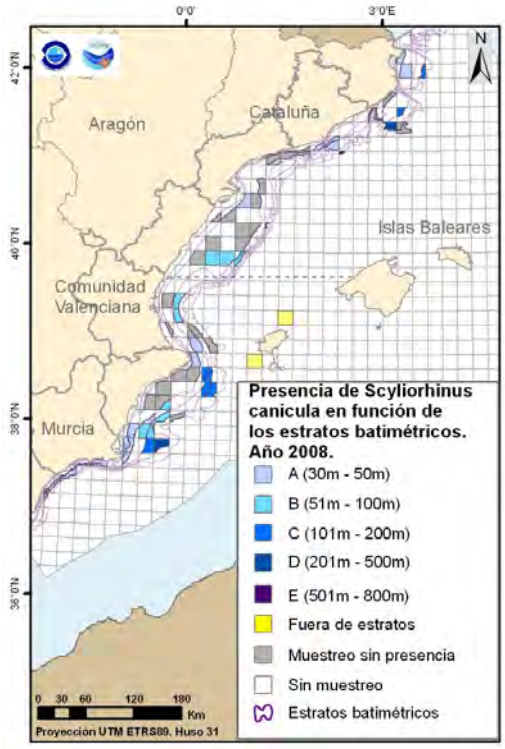


Figura 102- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

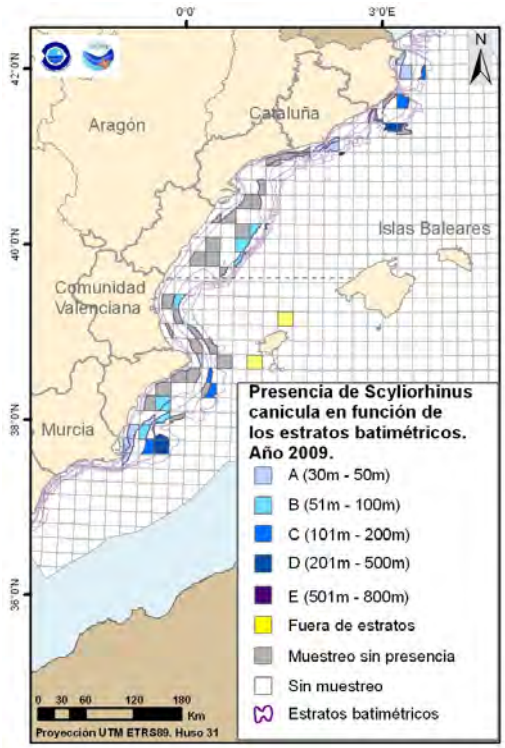


Figura 103- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

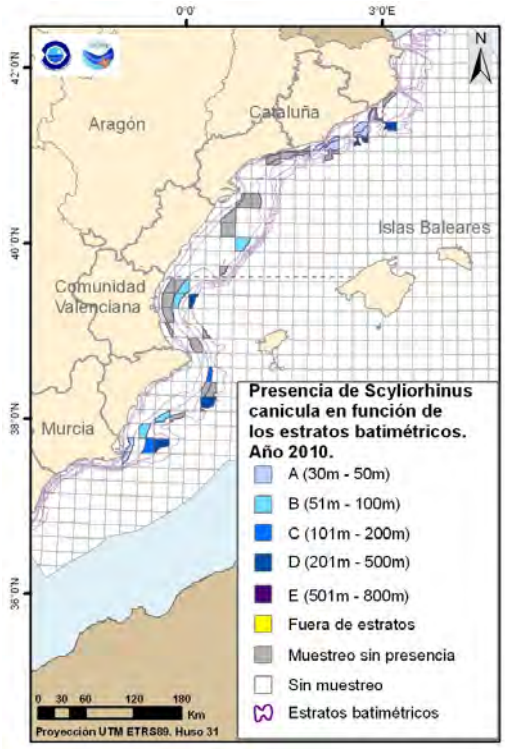


Figura 104- Mapas de distribución de *Scyliorhinus canicula* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

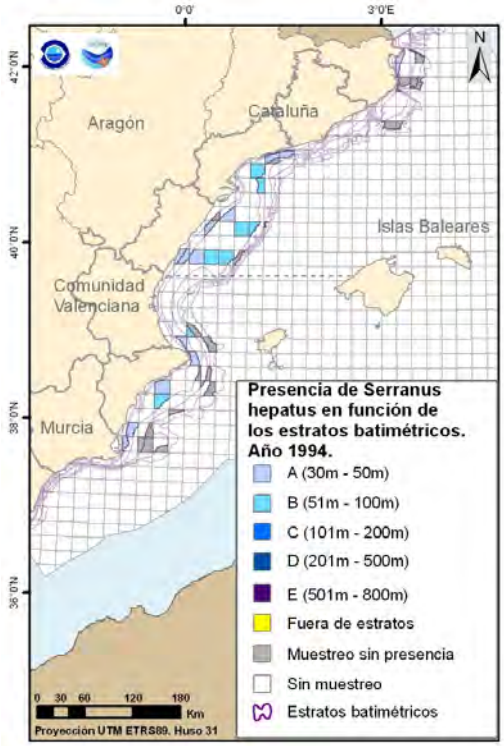


Figura 105- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

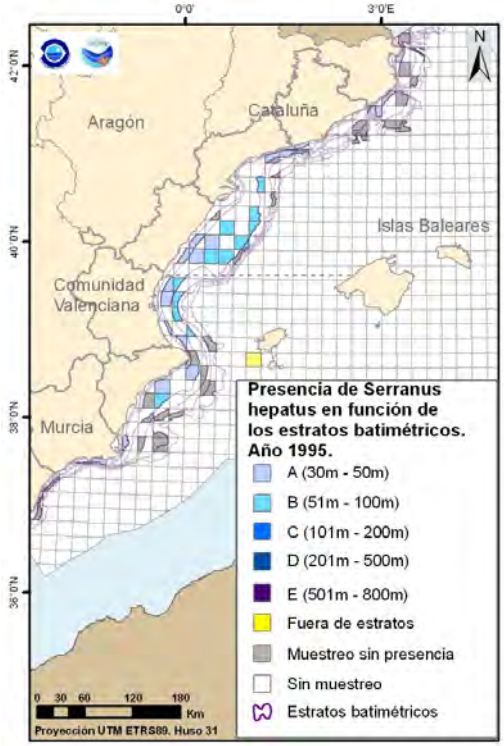


Figura 106- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

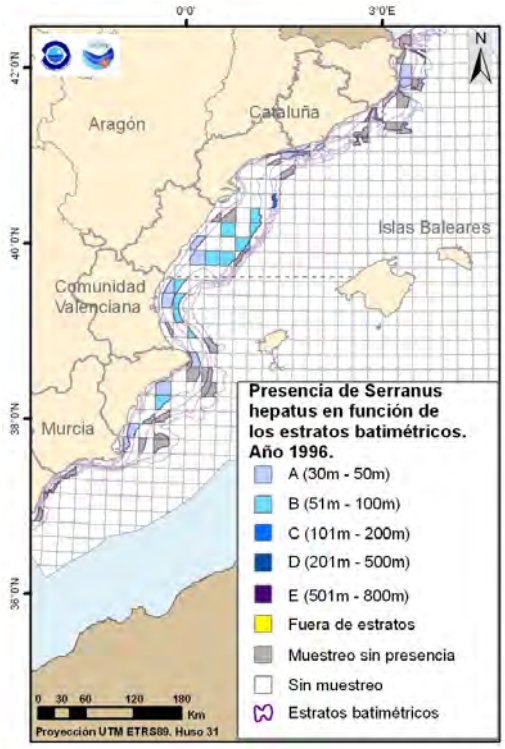


Figura 107- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

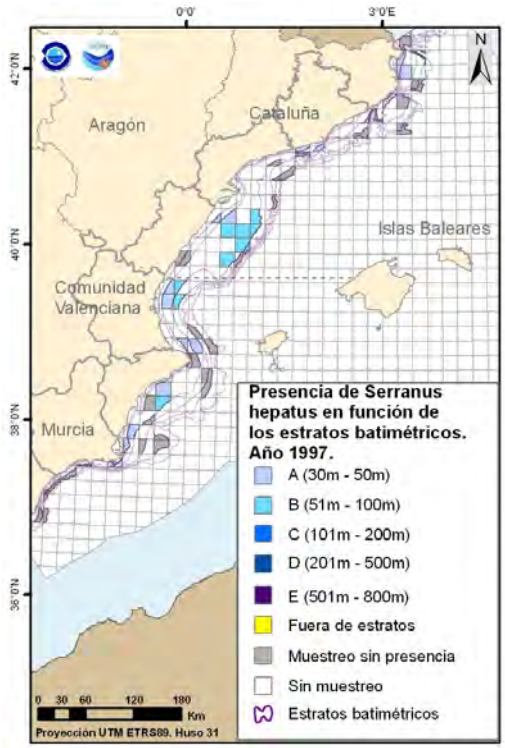


Figura 108- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

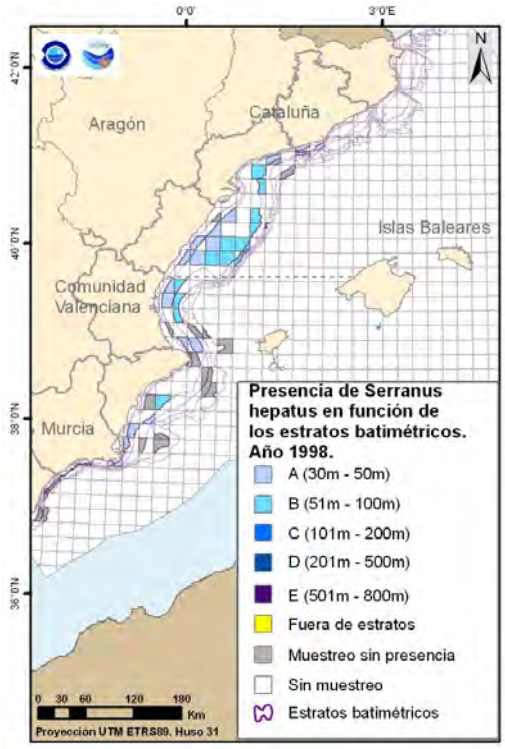


Figura 109- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

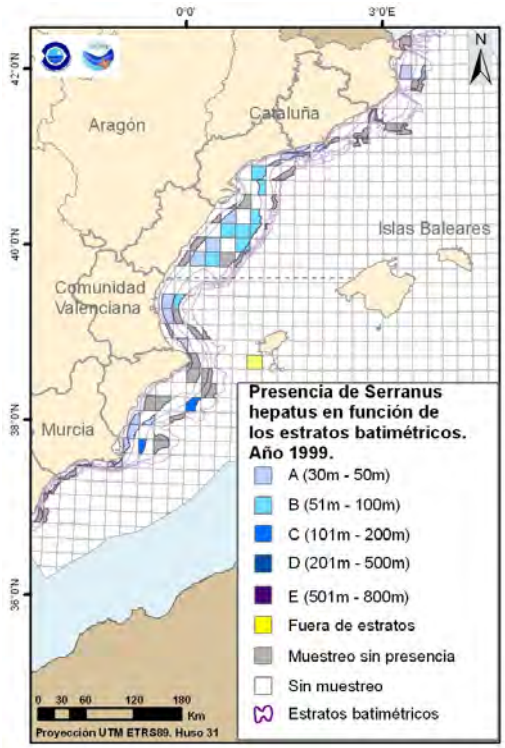


Figura 110- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

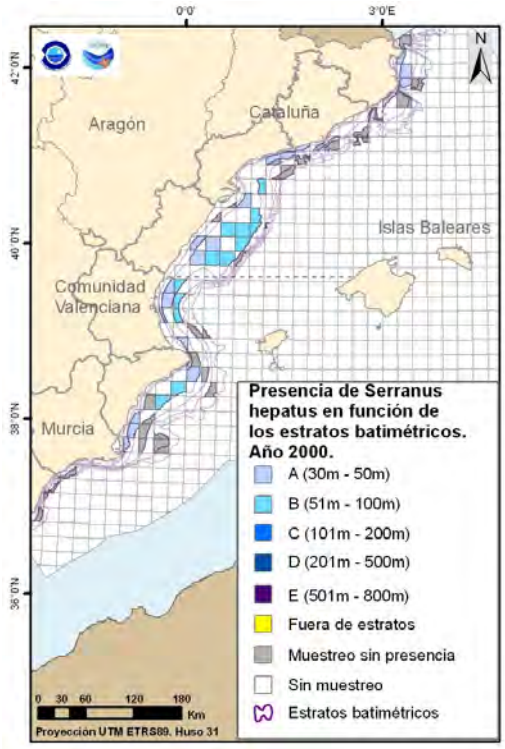


Figura 111- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

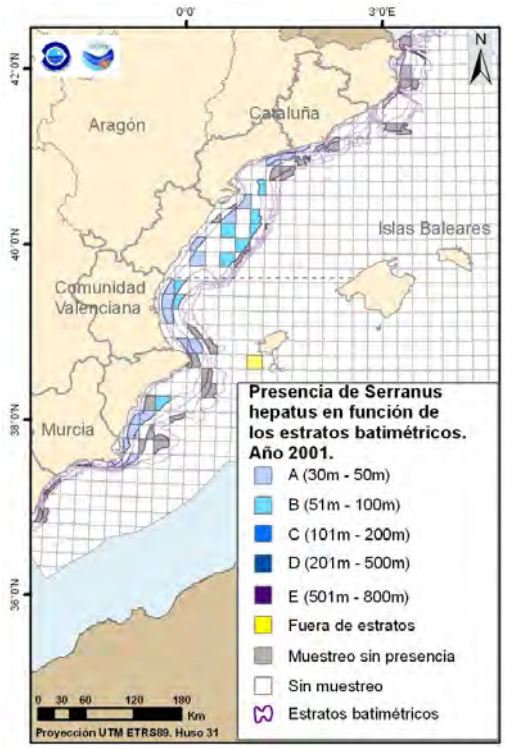


Figura 112- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

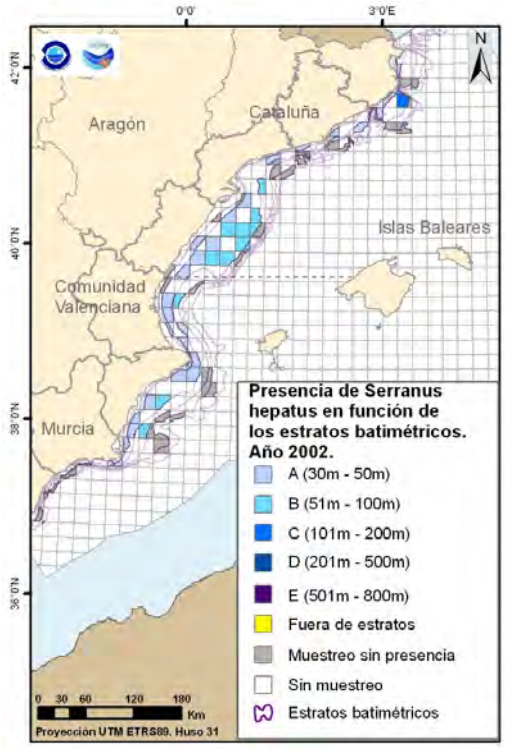


Figura 113- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

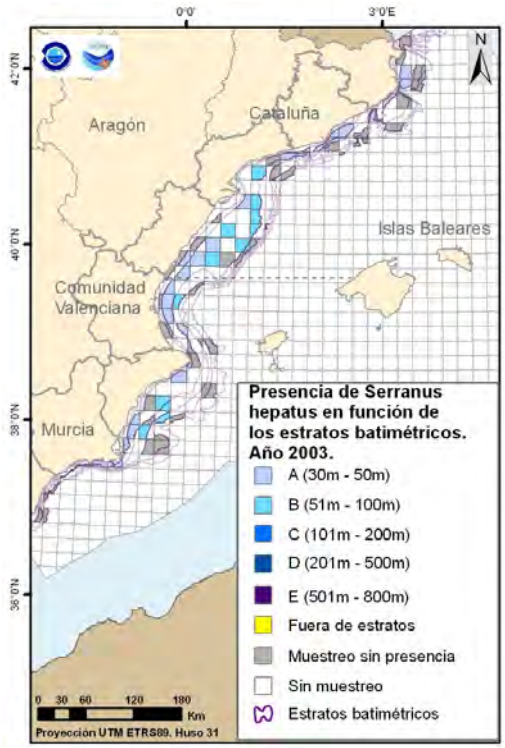


Figura 114- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

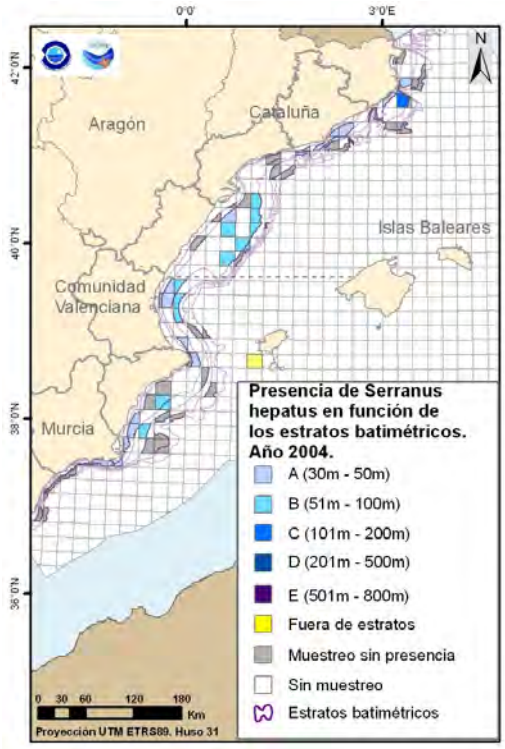


Figura 115- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

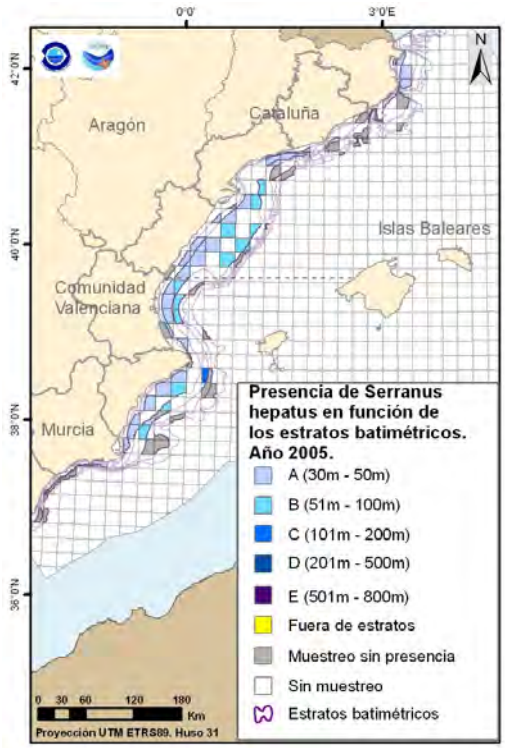


Figura 116- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

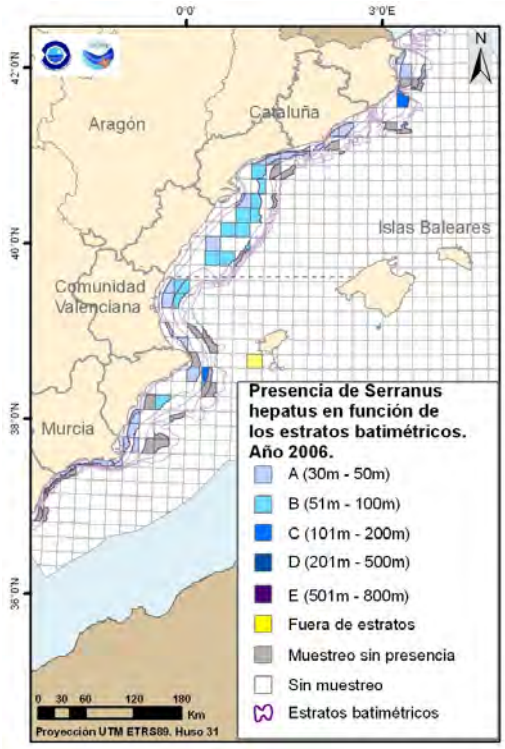


Figura 117- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

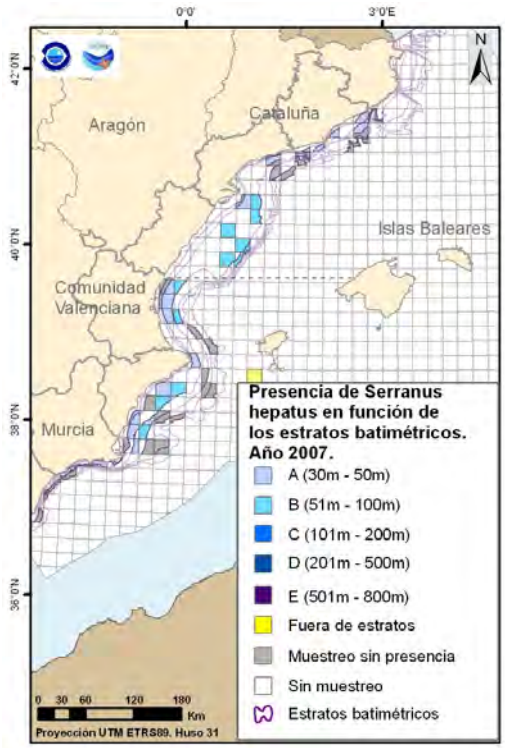


Figura 118- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

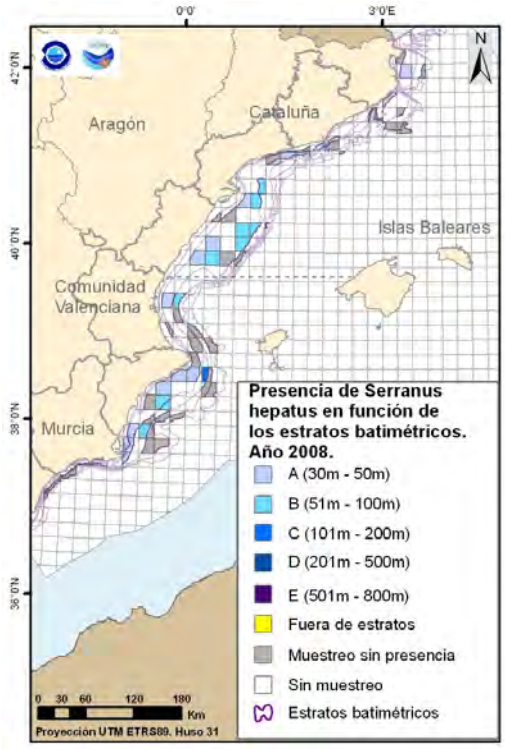


Figura 119- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

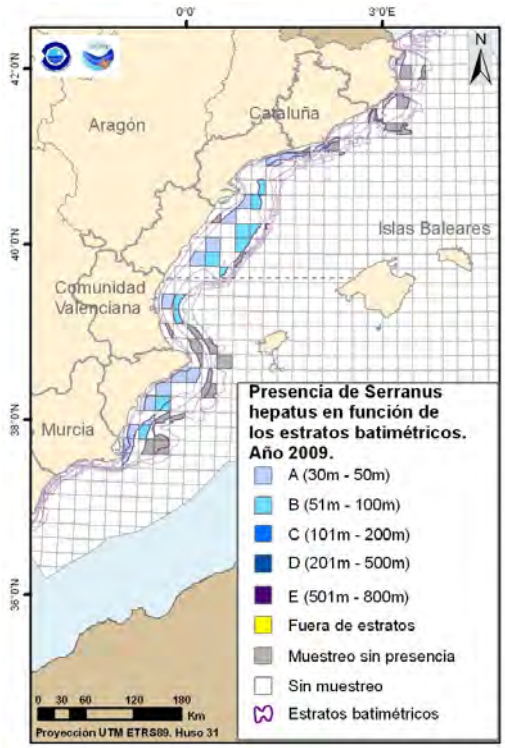


Figura 120- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

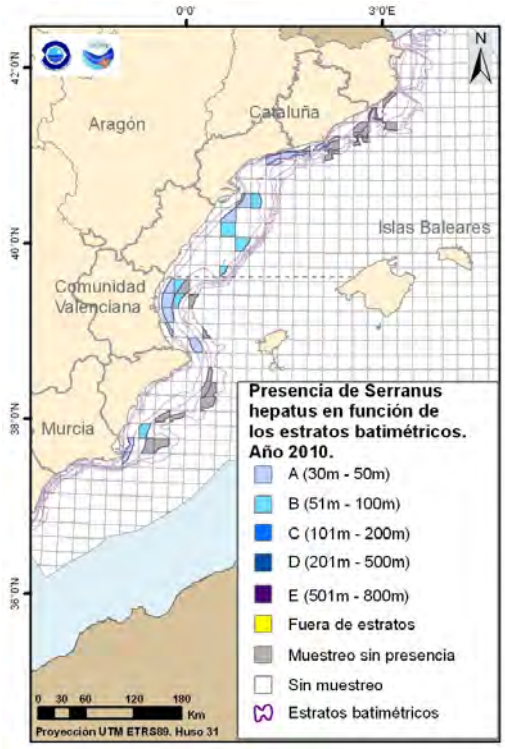


Figura 121- Mapas de distribución de *Serranus hepatus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

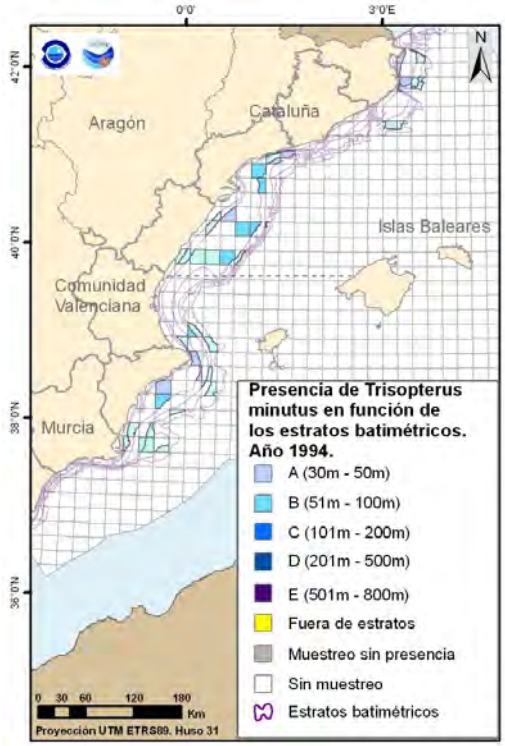


Figura 122- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

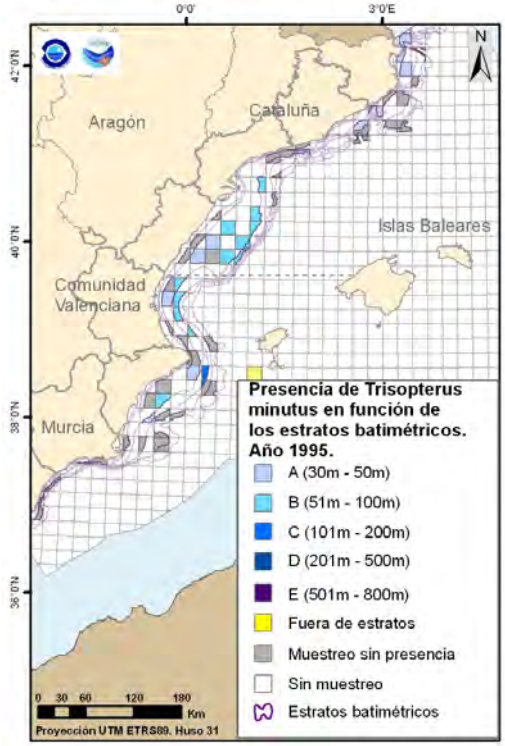


Figura 123- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

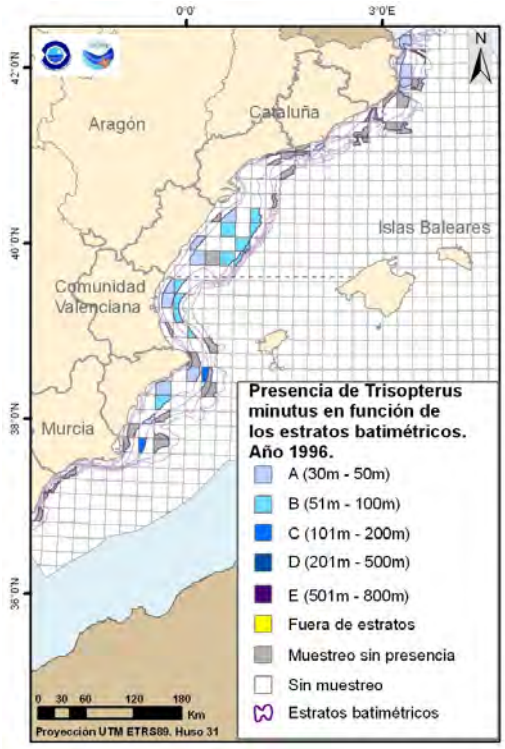


Figura 124- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

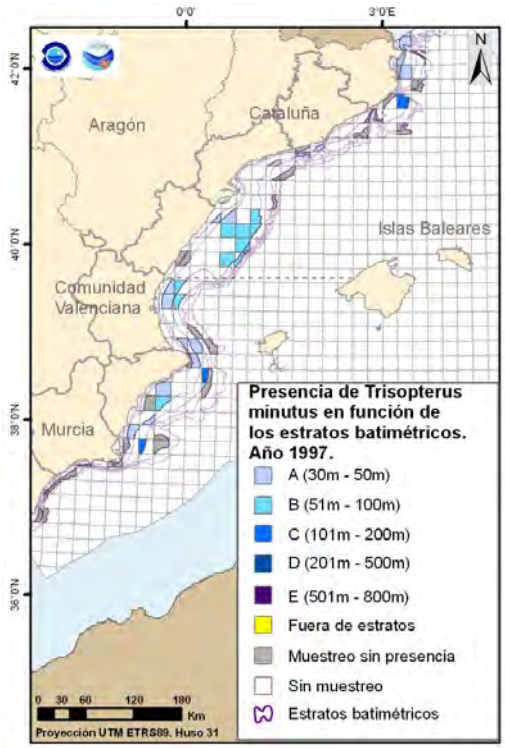


Figura 125- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

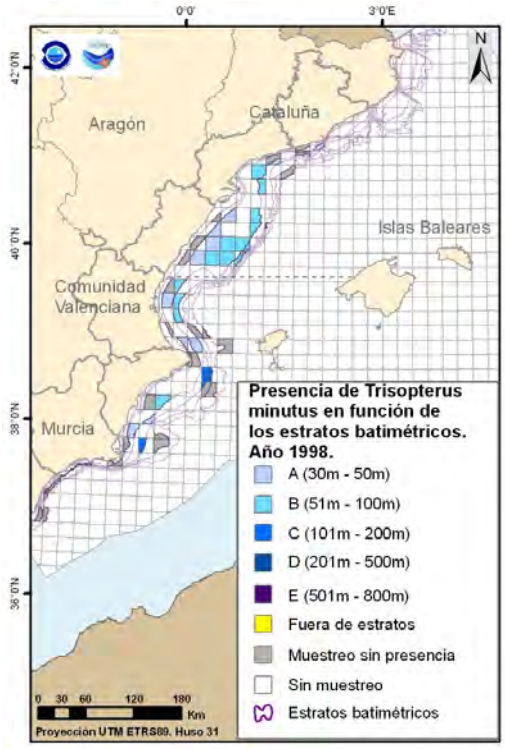


Figura 126- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

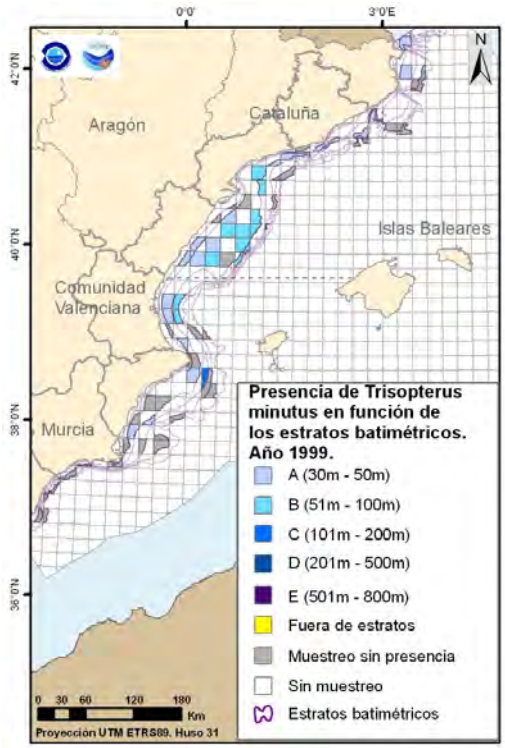


Figura 127- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

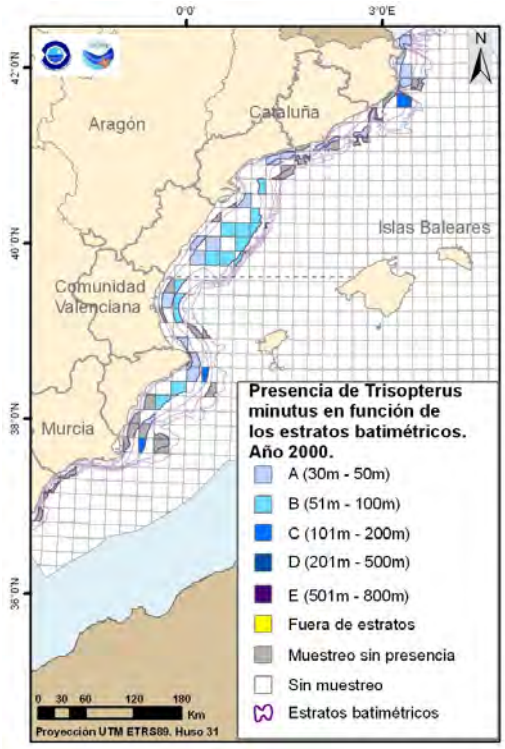


Figura 128- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

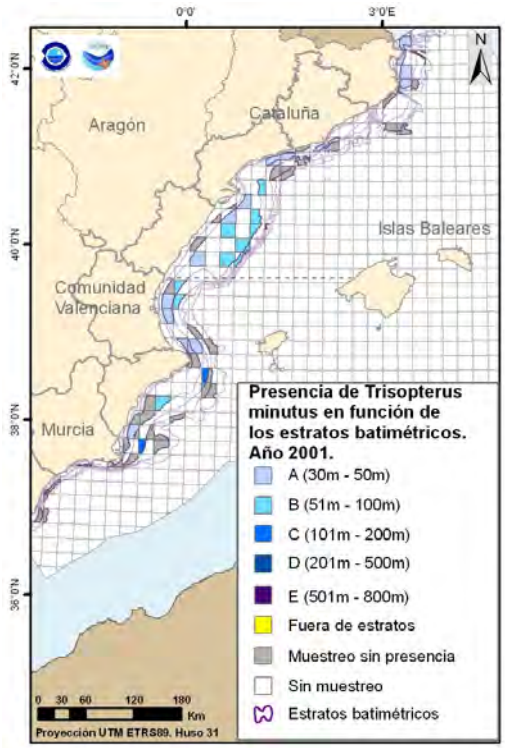


Figura 129- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

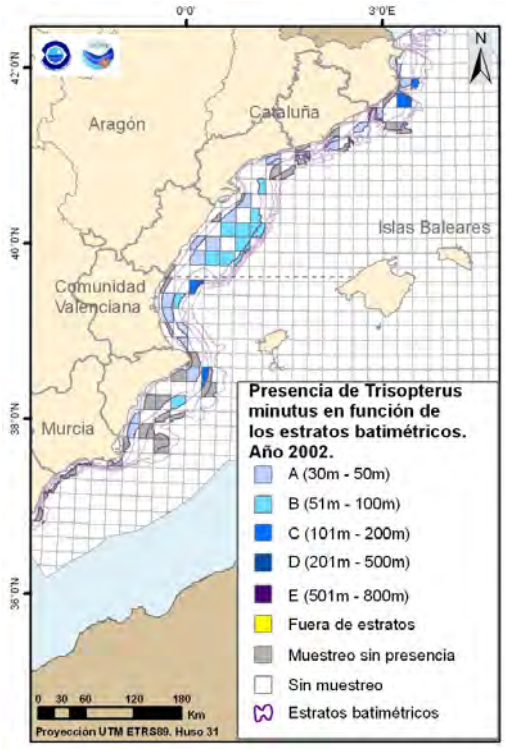


Figura 130- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

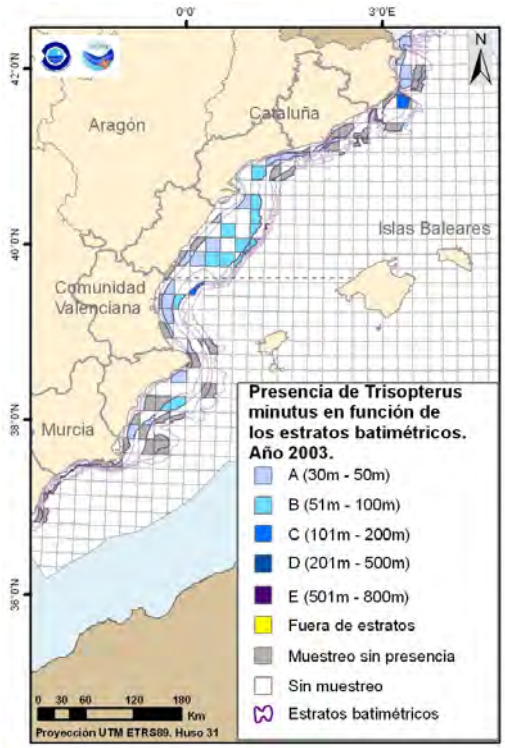


Figura 131- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

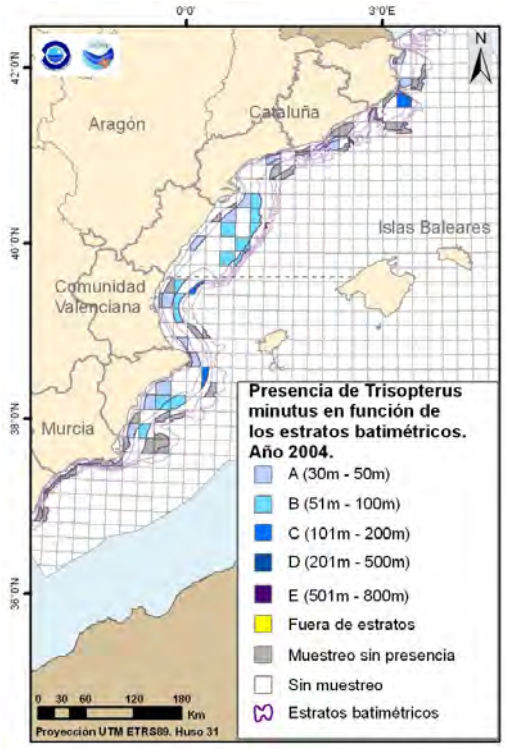


Figura 132- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

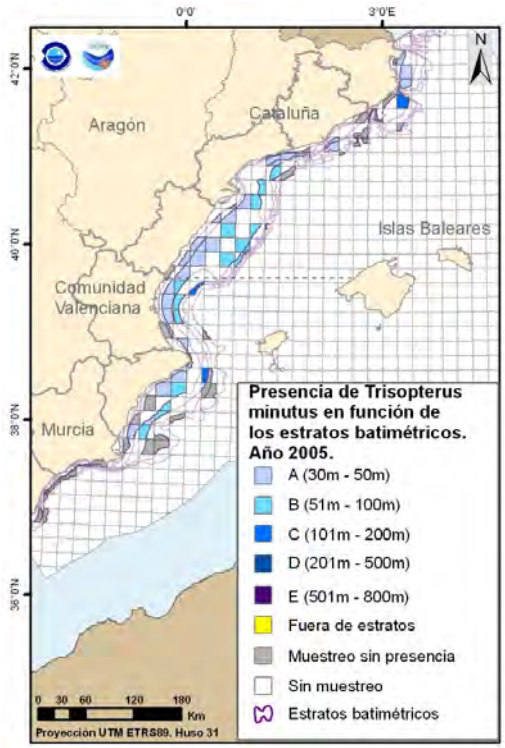


Figura 133- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

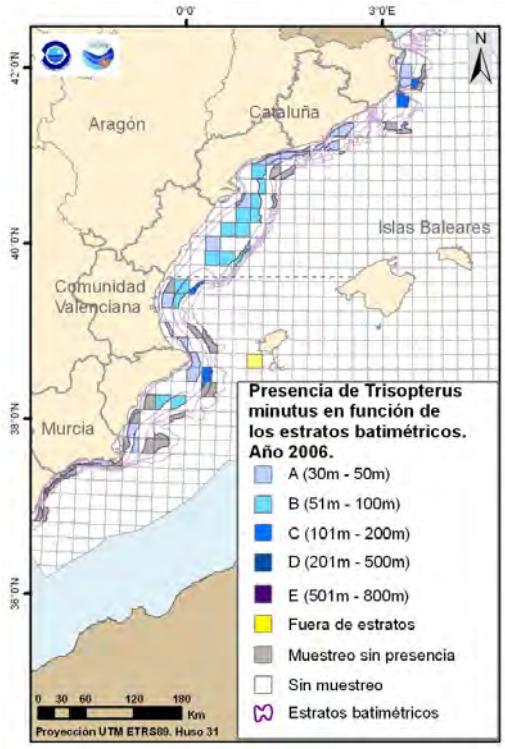


Figura 134- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

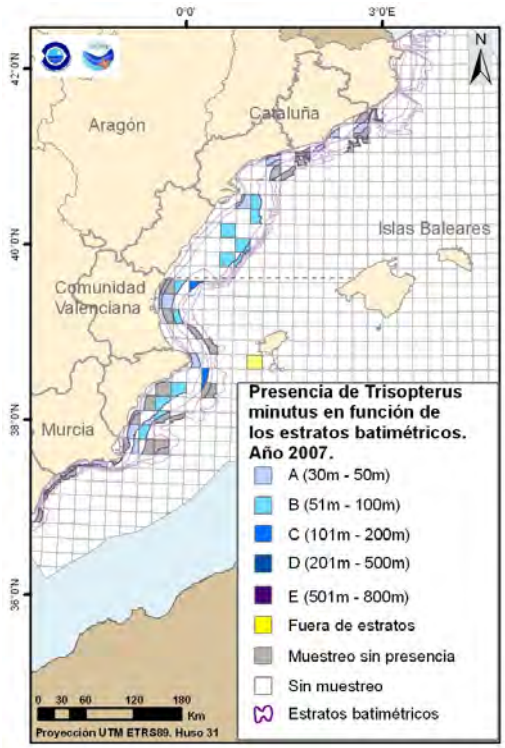


Figura 135- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

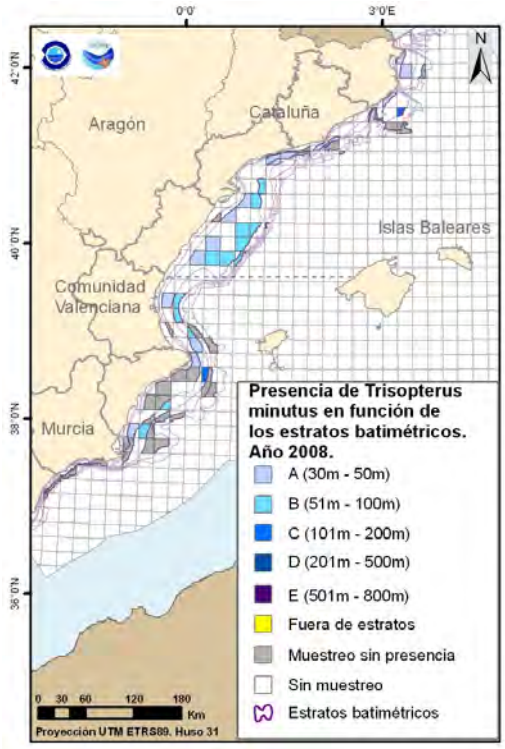


Figura 136- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

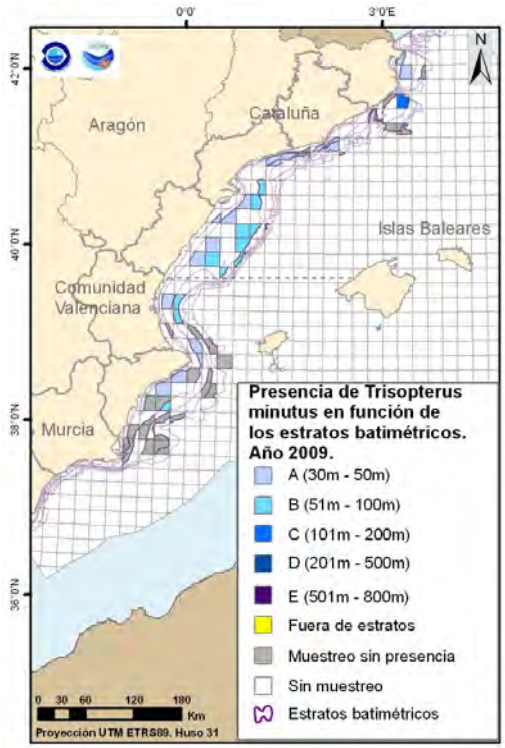


Figura 137- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

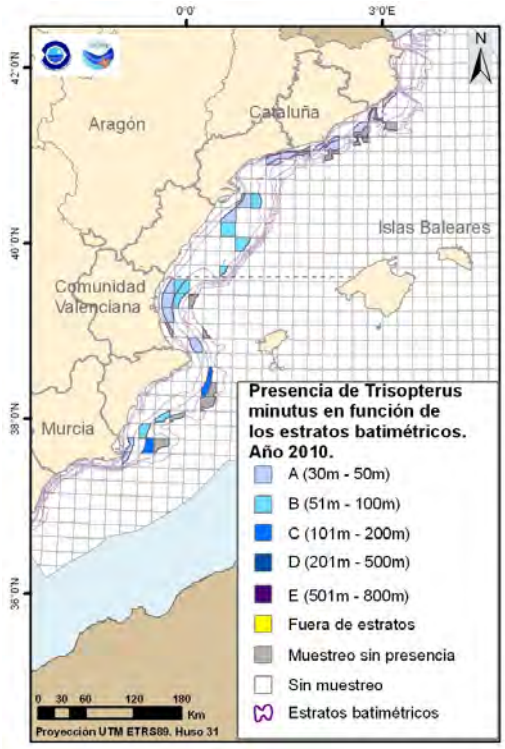


Figura 138- Mapas de distribución de *Trisopterus minutus capelanus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

ANEXO III. Criterio 1.2. Tamaño de la población. Soporte gráfico para indicador 1.2.1 (expresado en términos de biomasa relativa) para especies características de los ecotipos Peces y Elasmobranquios demersales

A) BALEARES

Apartado 1: Especies estrategas de la K

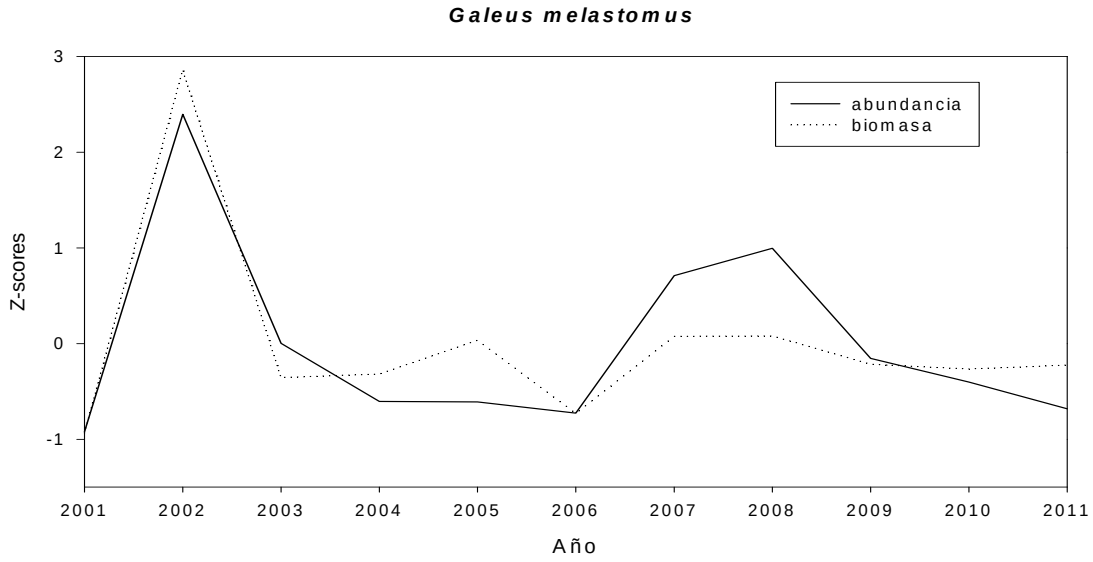


Figura 1. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Galeus melastomus *entre los años 2001 y 2011.*

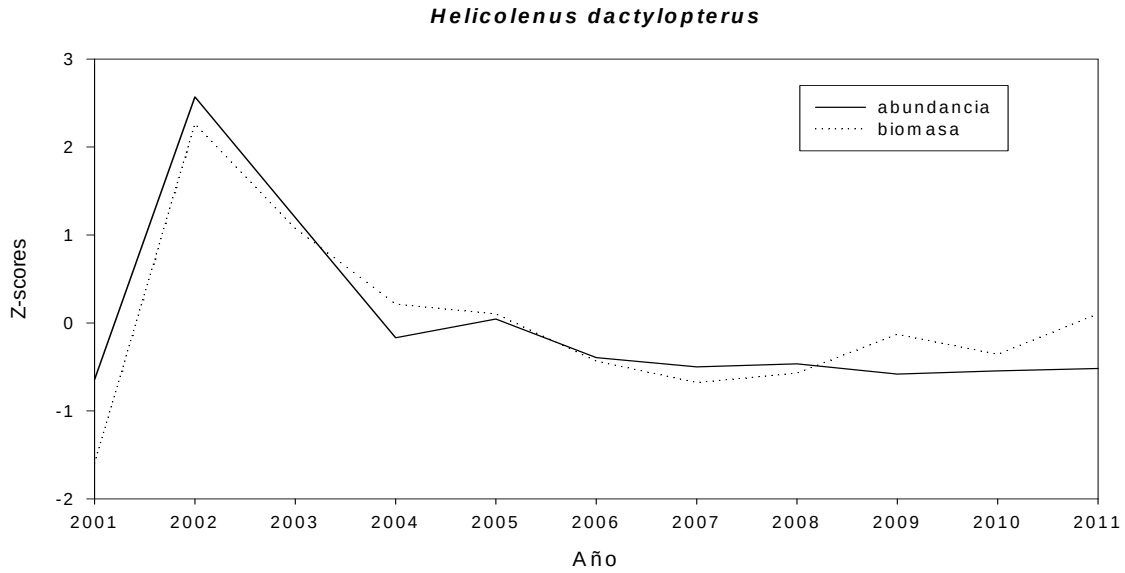


Figura 2. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Helicolenus dactylopterus entre los años 2001 y 2011.

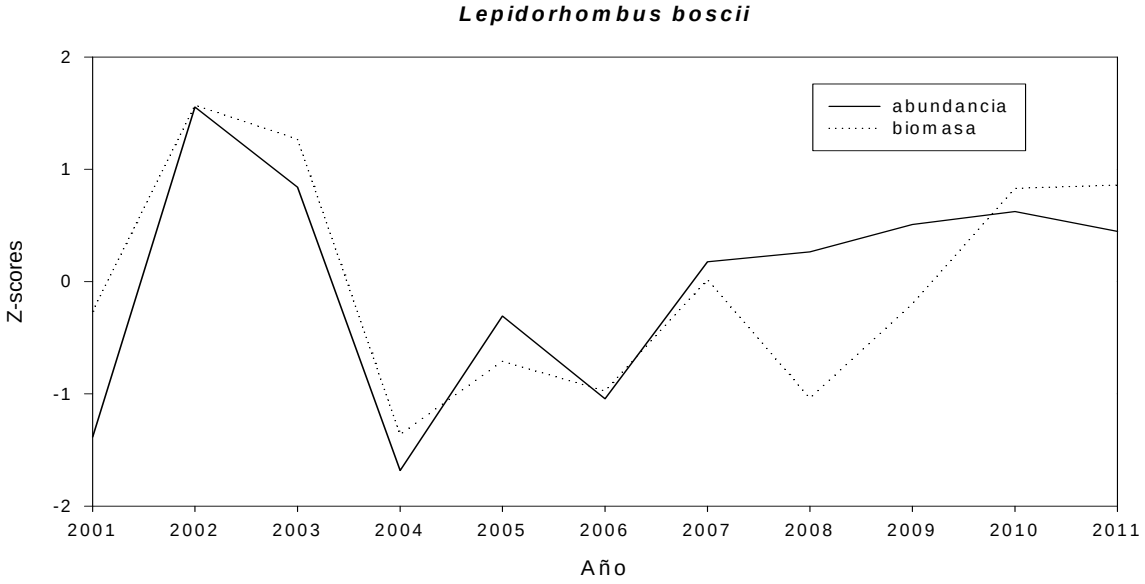


Figura 3. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Lepidorhombus boscii entre los años 2001 y 2011.

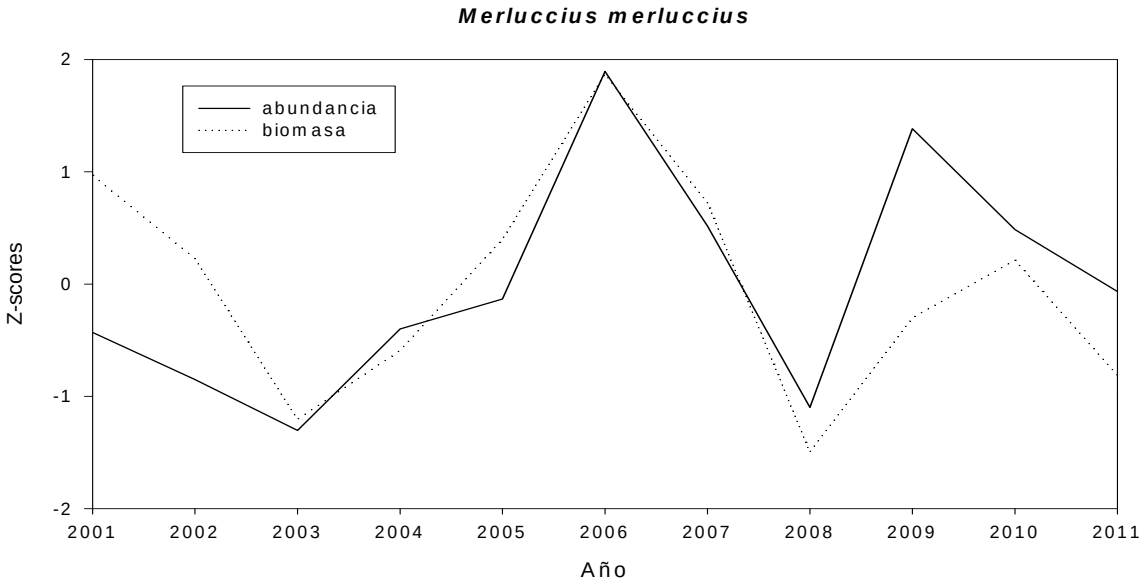


Figura 4. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Merluccius merluccius entre los años 2001 y 2011.

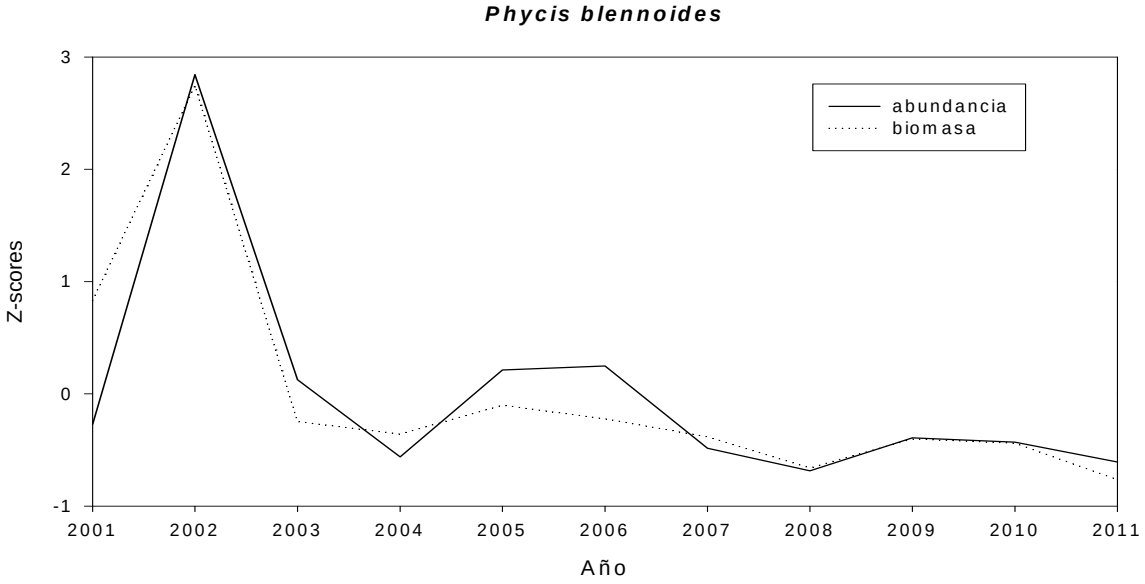


Figura 5. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Phycis blennoides entre los años 2001 y 2011.

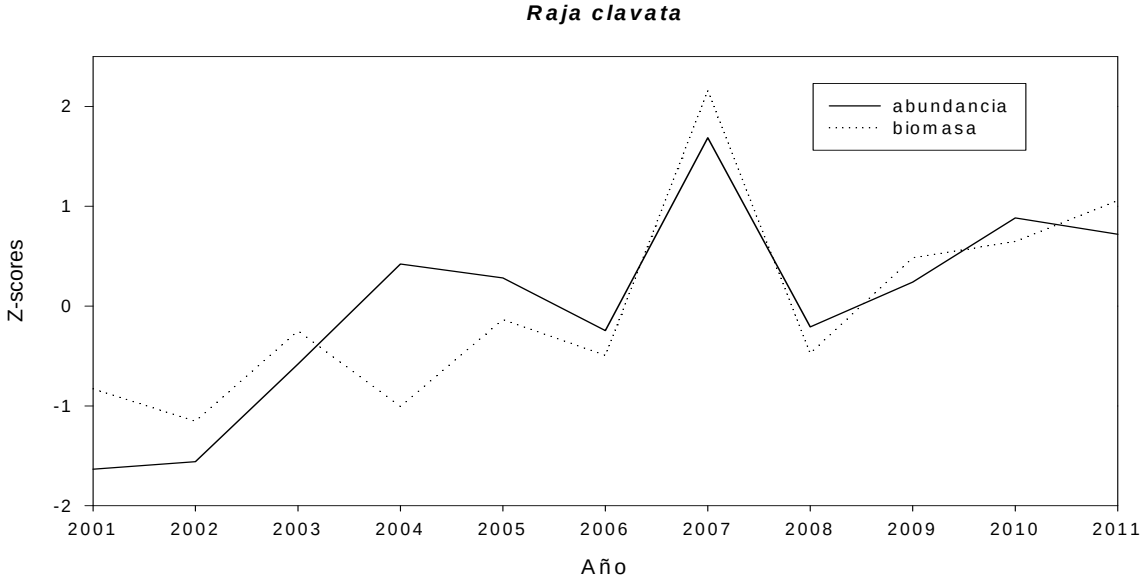


Figura 6. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Raja clavata entre los años 2001 y 2011.

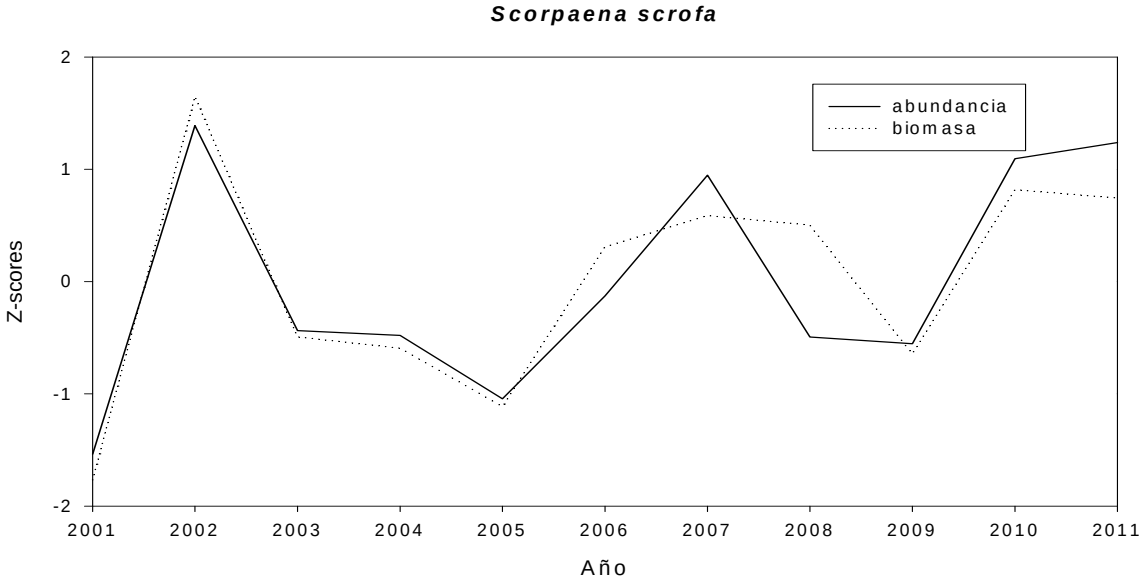


Figura 7. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Scorpaena scrofa entre los años 2001 y 2011.

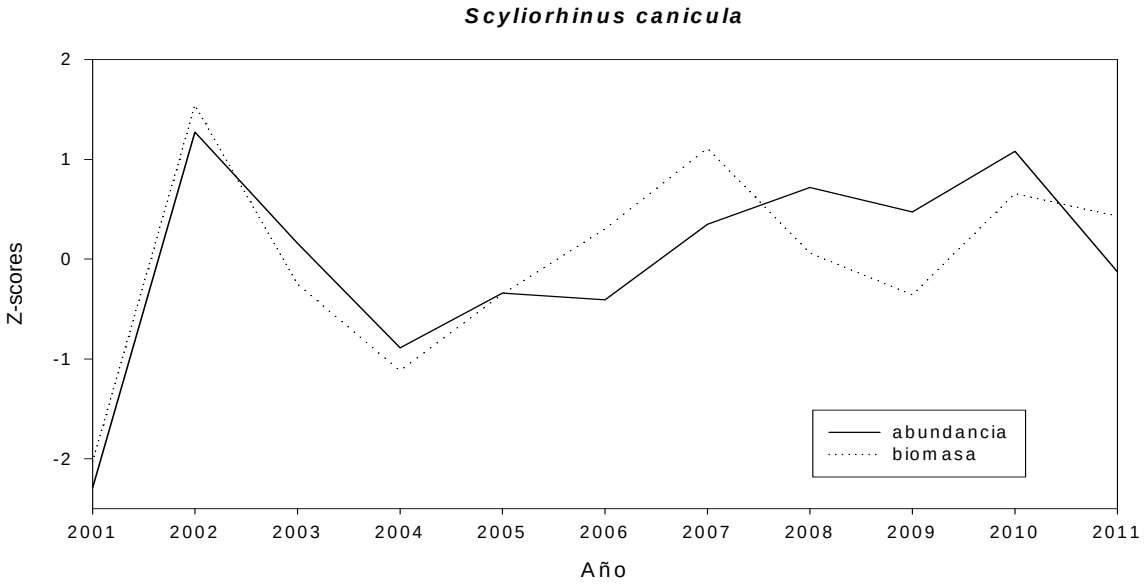


Figura 8. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Scyliorhinus canicula entre los años 2001 y 2011.

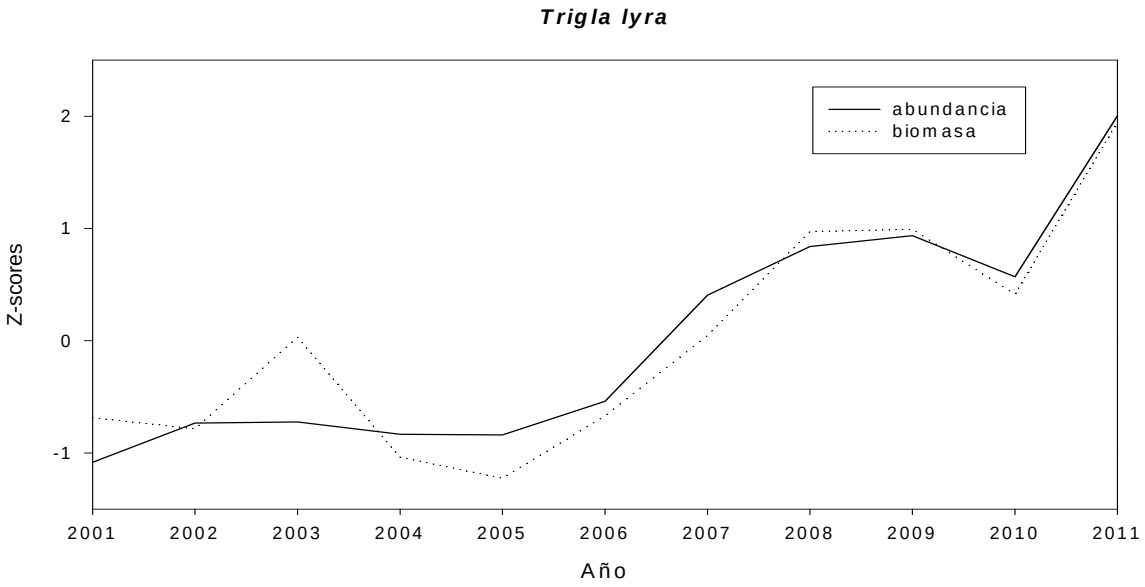


Figura 9. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Trigla lyra entre los años 2001 y 2011.

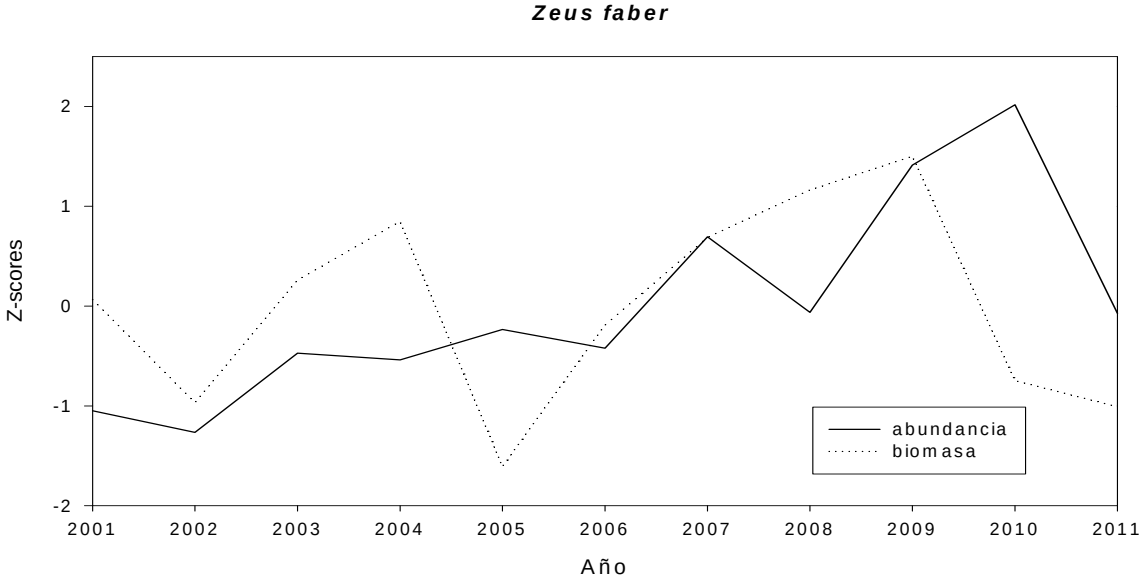


Figura 10. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Zeus faber entre los años 2001 y 2011.

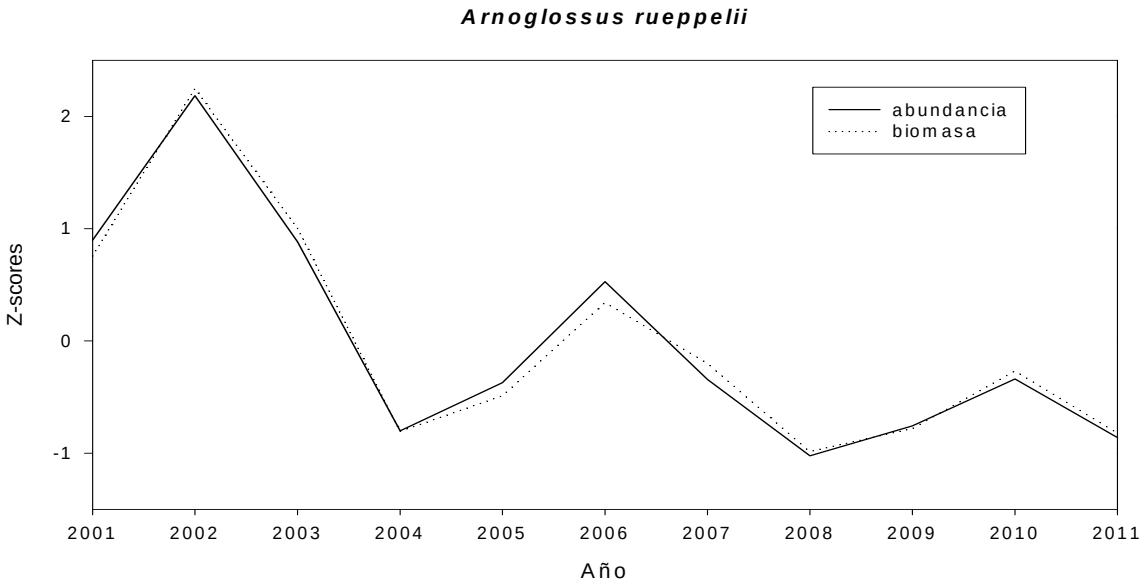


Figura 11. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Arnoglossus rueppelii entre los años 2001 y 2011.

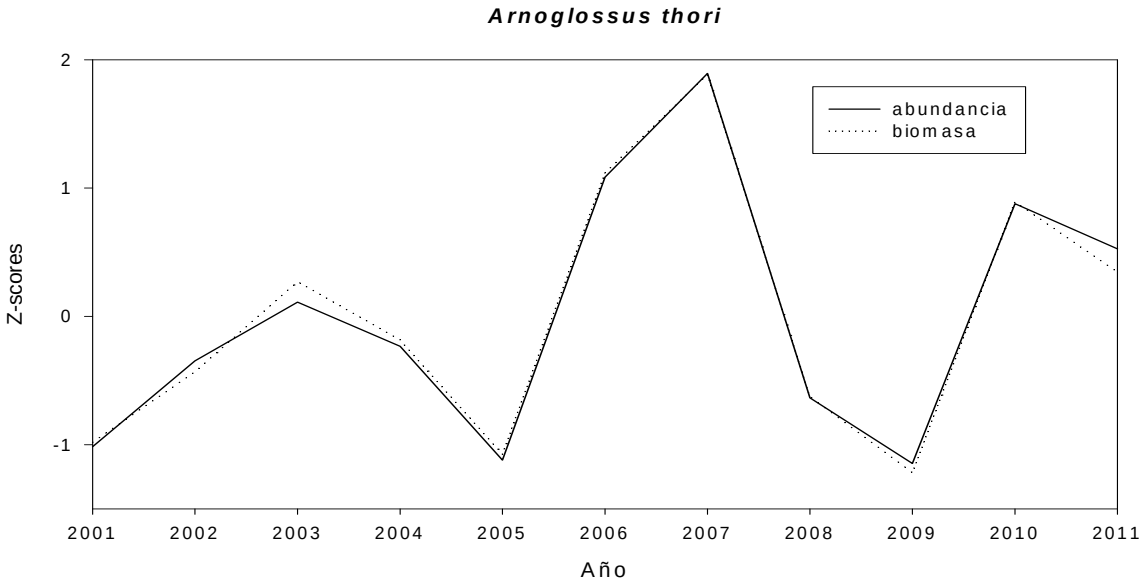


Figura 12. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Arnoglossus thori entre los años 2001 y 2011.

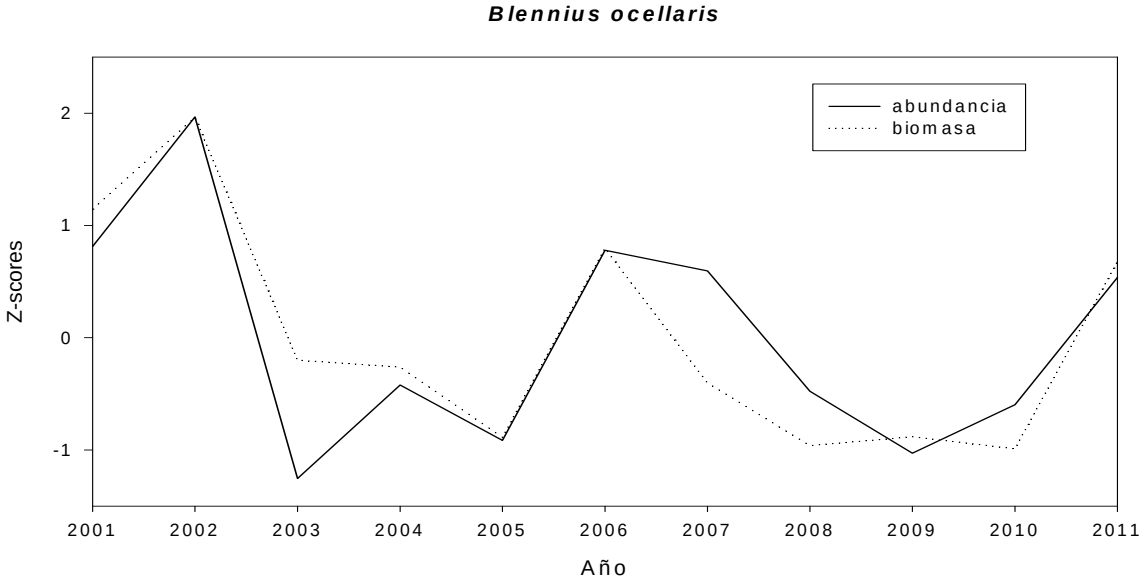


Figura 13. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Blennius ocellaris entre los años 2001 y 2011.

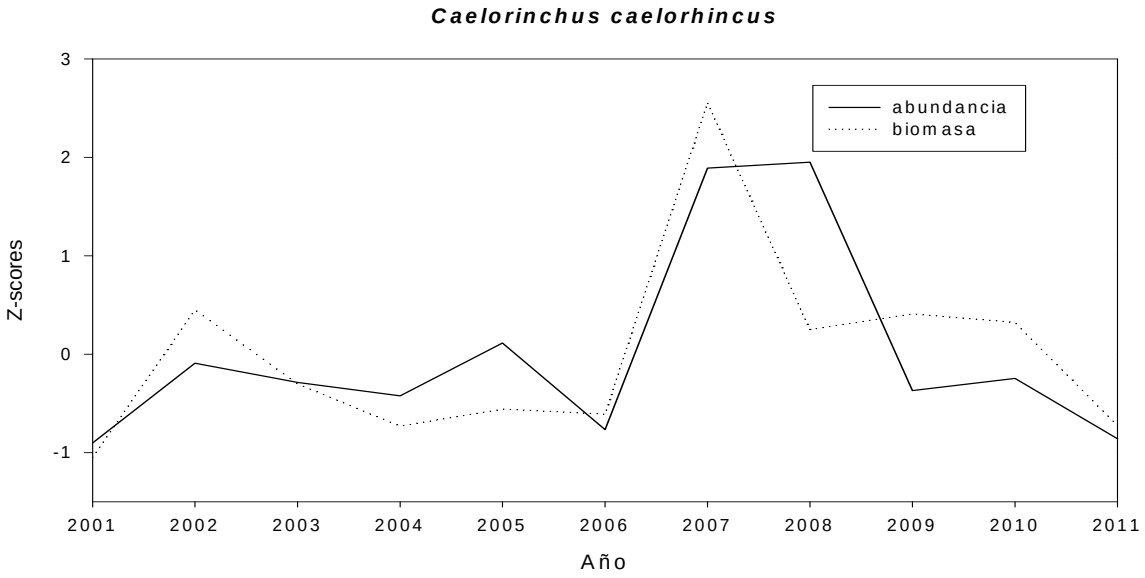


Figura 14. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Coelorinchus caelorhincus entre los años 2001 y 2011.

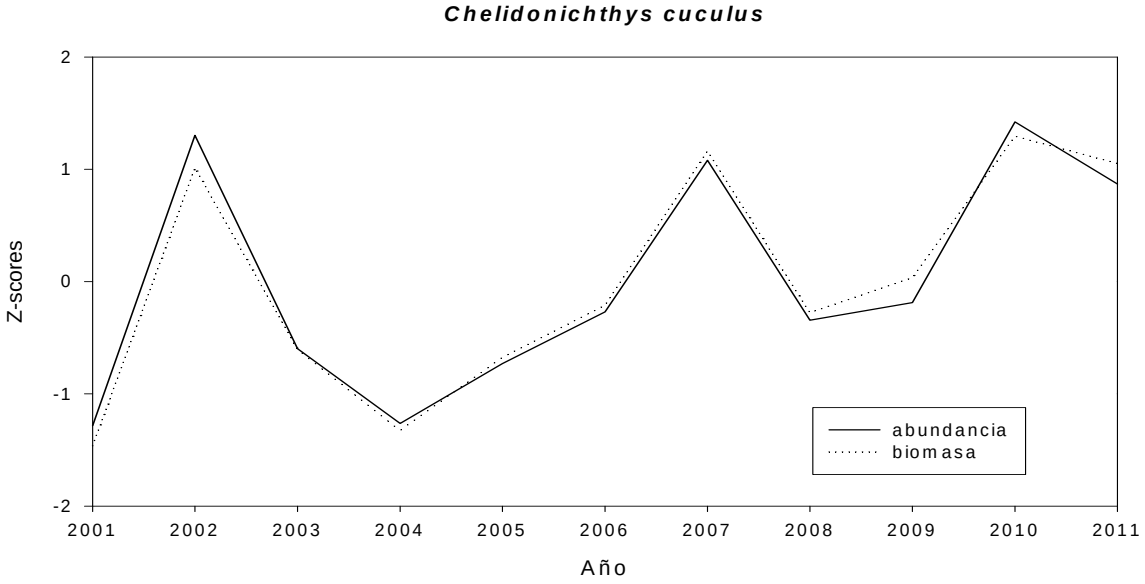


Figura 15. Evolución Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Chelidonichthys cuculus entre los años 2001 y 2011.

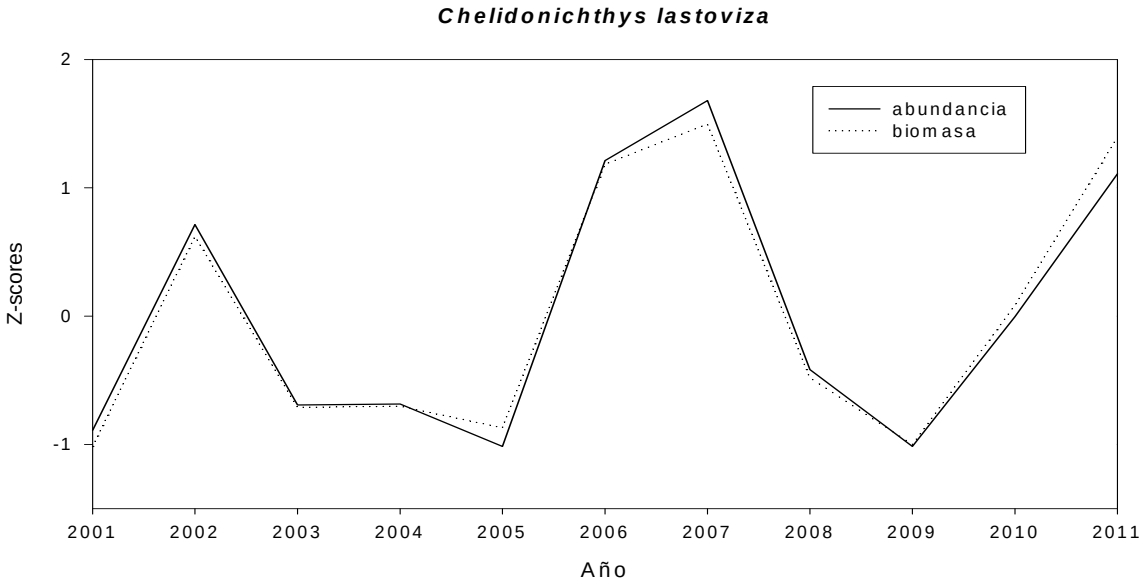


Figura 16. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Chelidonichthys lastoviza entre los años 2001 y 2011.

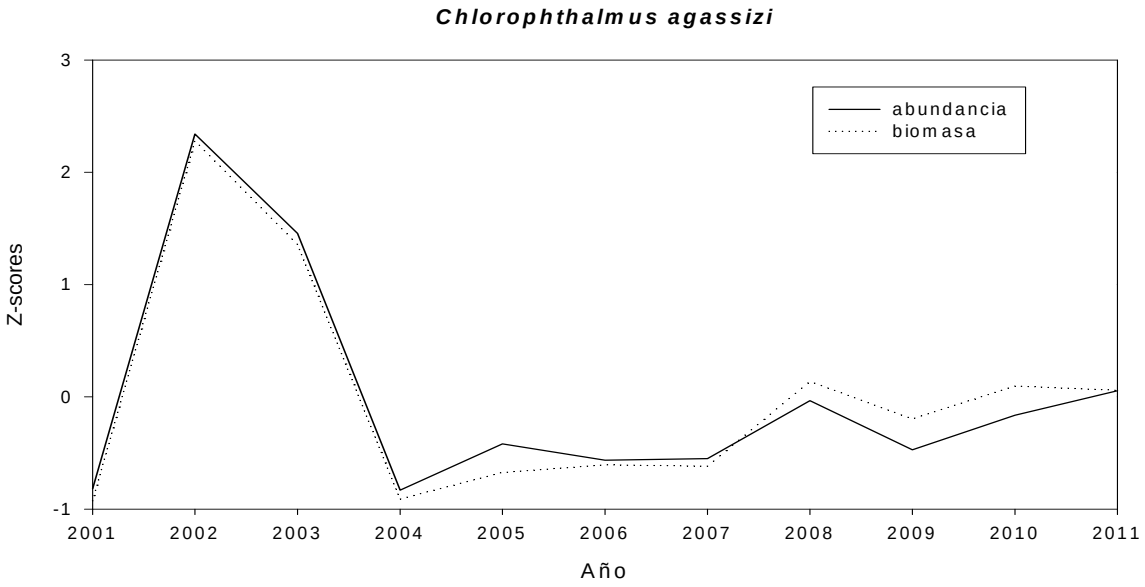


Figura 17. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Chlorophthalmus agassizi entre los años 2001 y 2011.

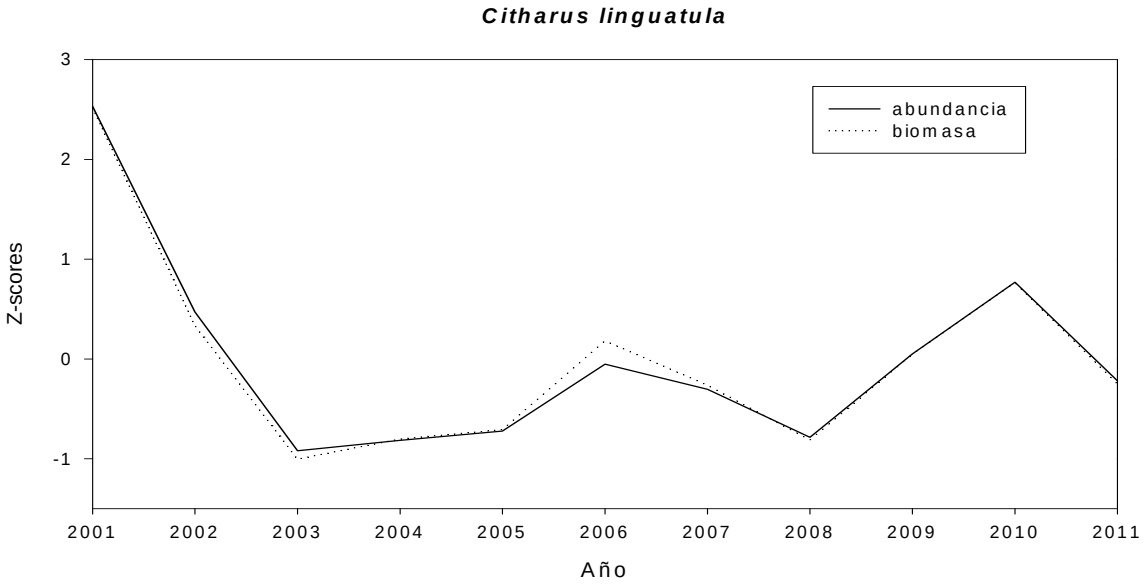


Figura 18. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Citharus linguatula entre los años 2001 y 2011.

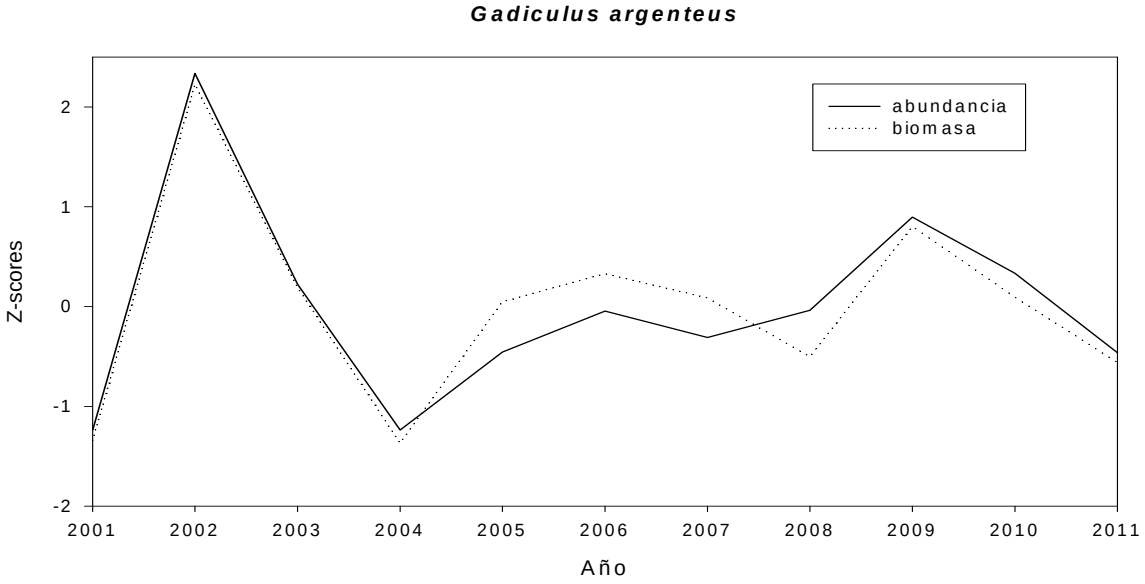


Figura 19. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Gadiculus argenteus entre los años 2001 y 2011.



Figura 20. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Glossanodon leioglossus entre los años 2001 y 2011.

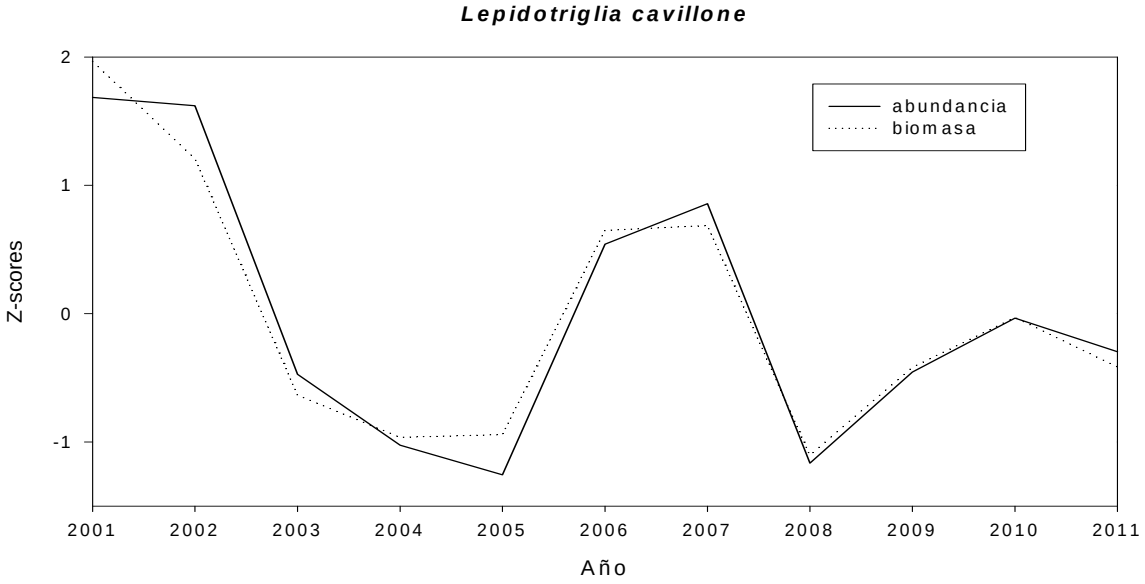


Figura 21. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Lepidotriglia cavillone entre los años 2001 y 2011.

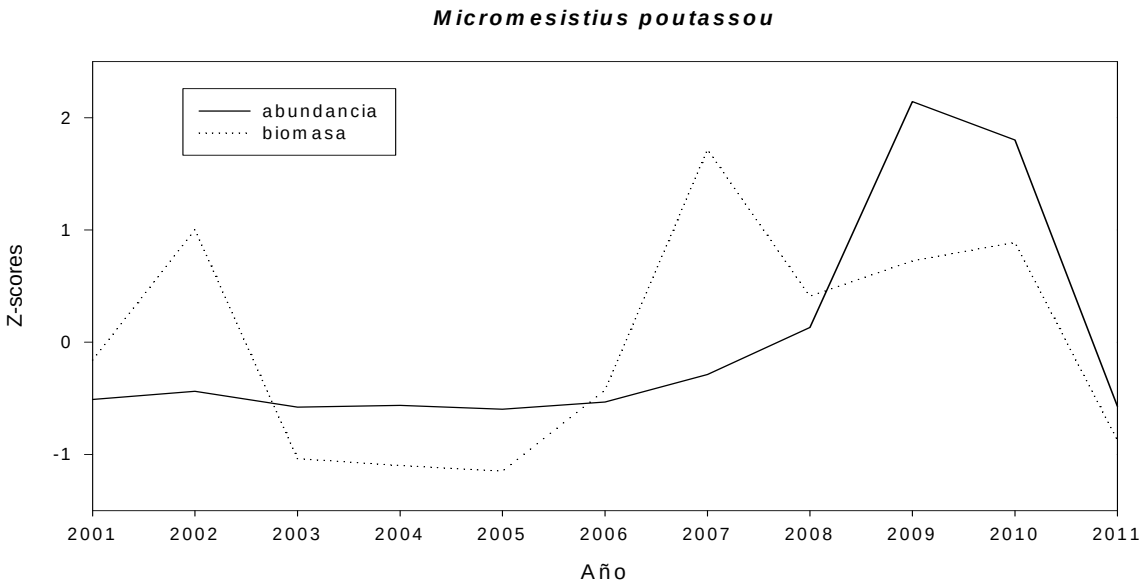


Figura 22. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Micromesistius poutassou entre los años 2001 y 2011.

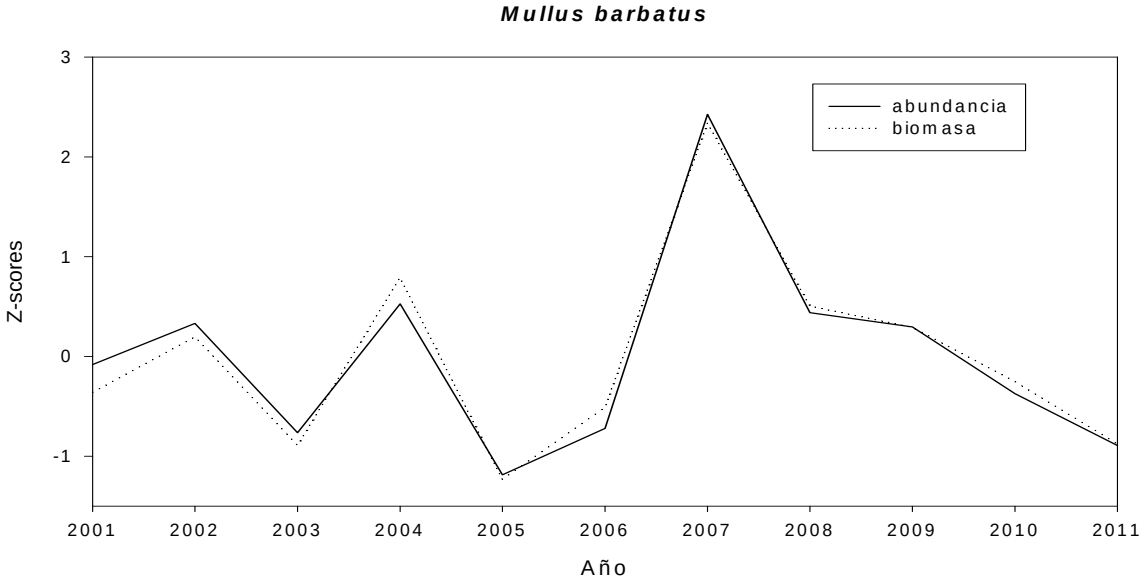


Figura 23. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Mullus barbatus entre los años 2001 y 2011.

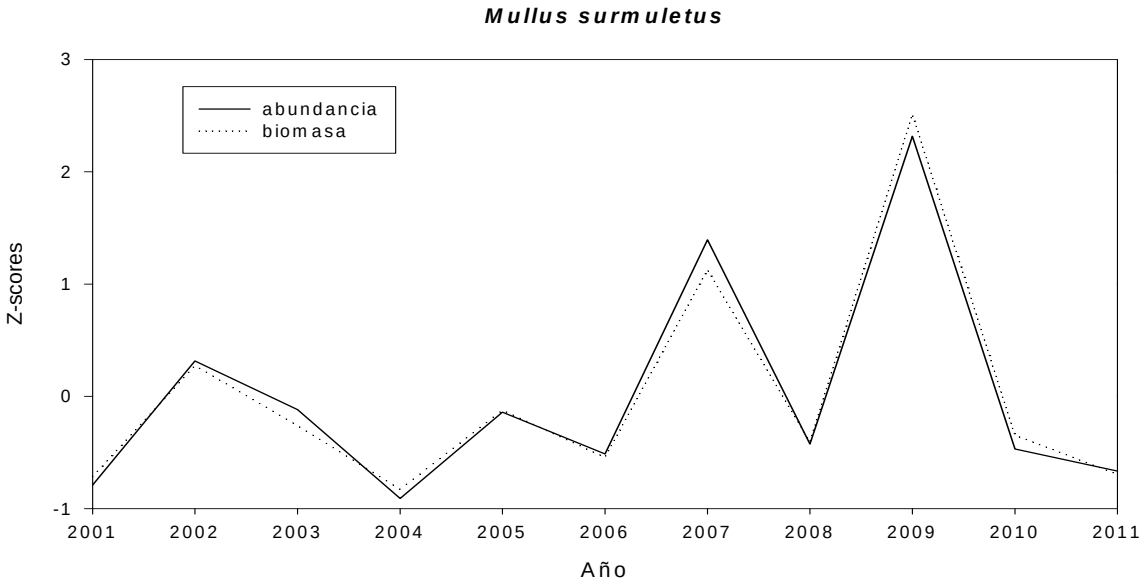


Figura 24. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Mullus surmuletus entre los años 2001 y 2011.

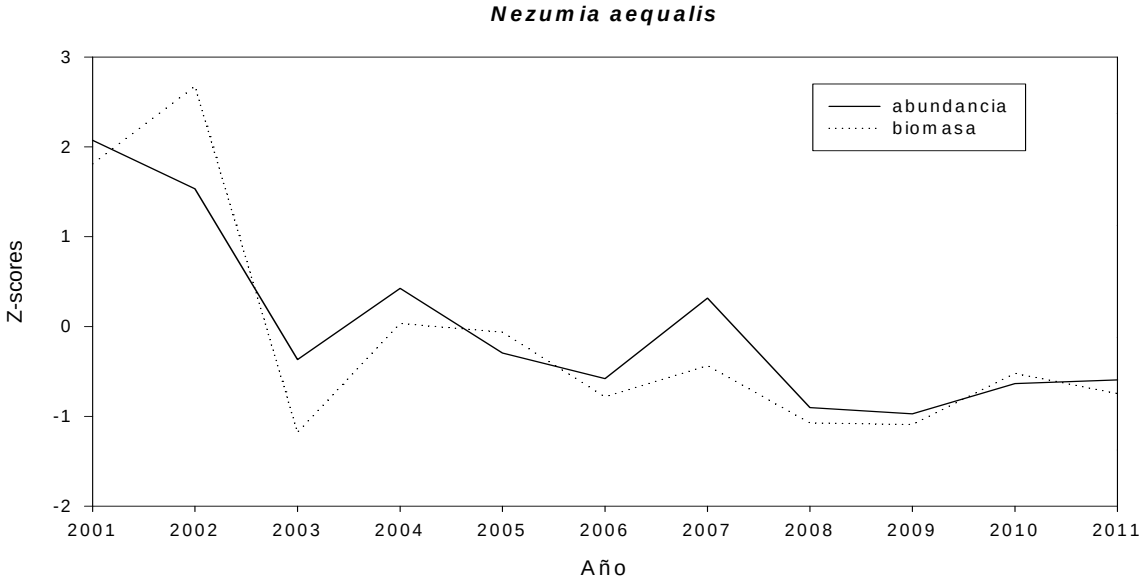


Figura 25. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Nezumia aequalis entre los años 2001 y 2011.

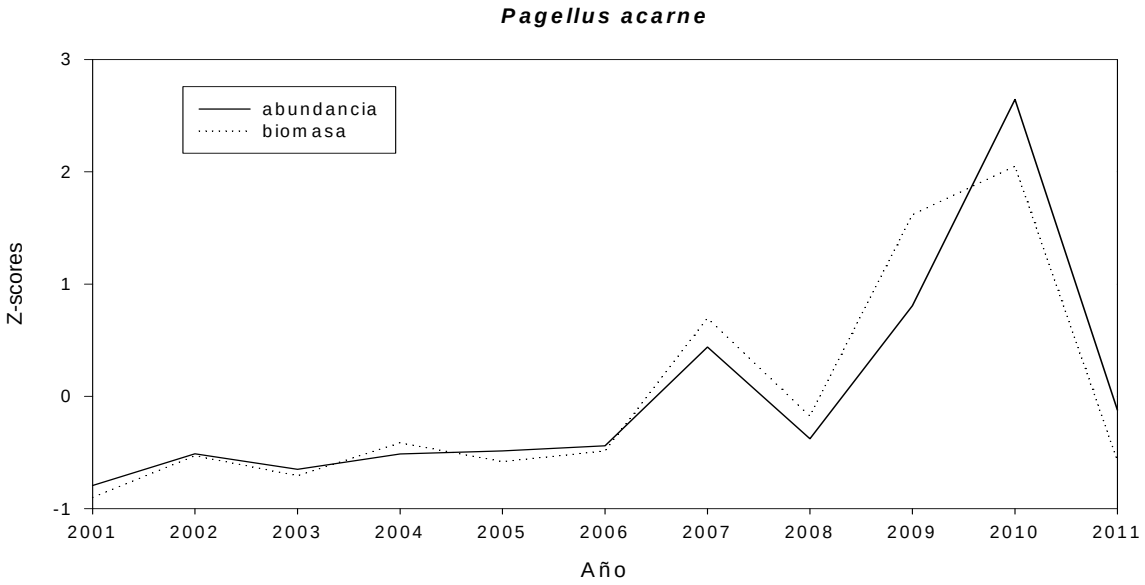


Figura 26. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Pagellus acarne entre los años 2001 y 2011.

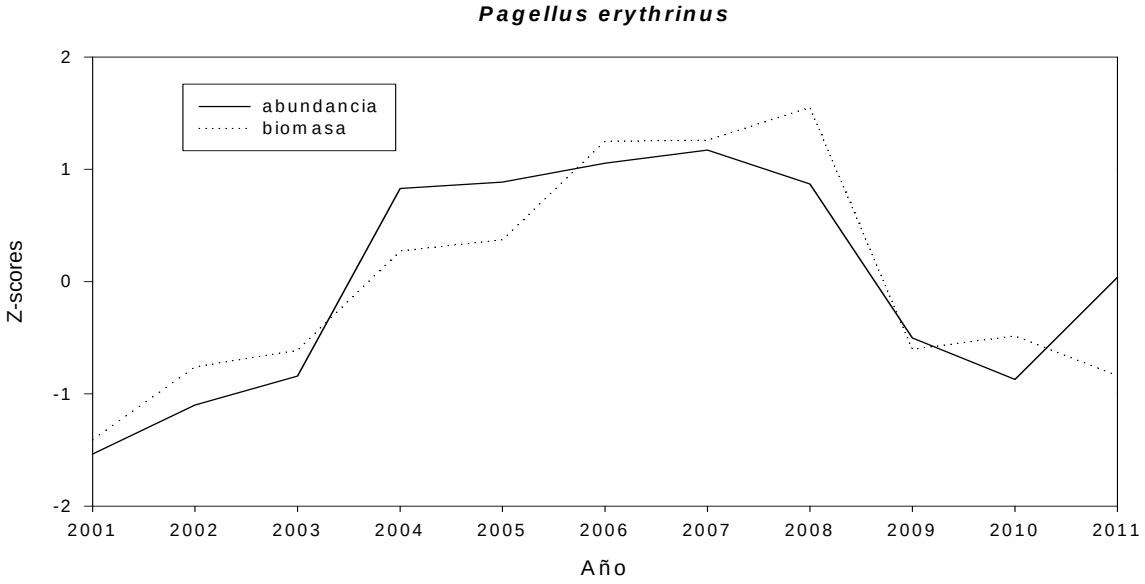


Figura 27. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Pagellus erythrinus entre los años 2001 y 2011.

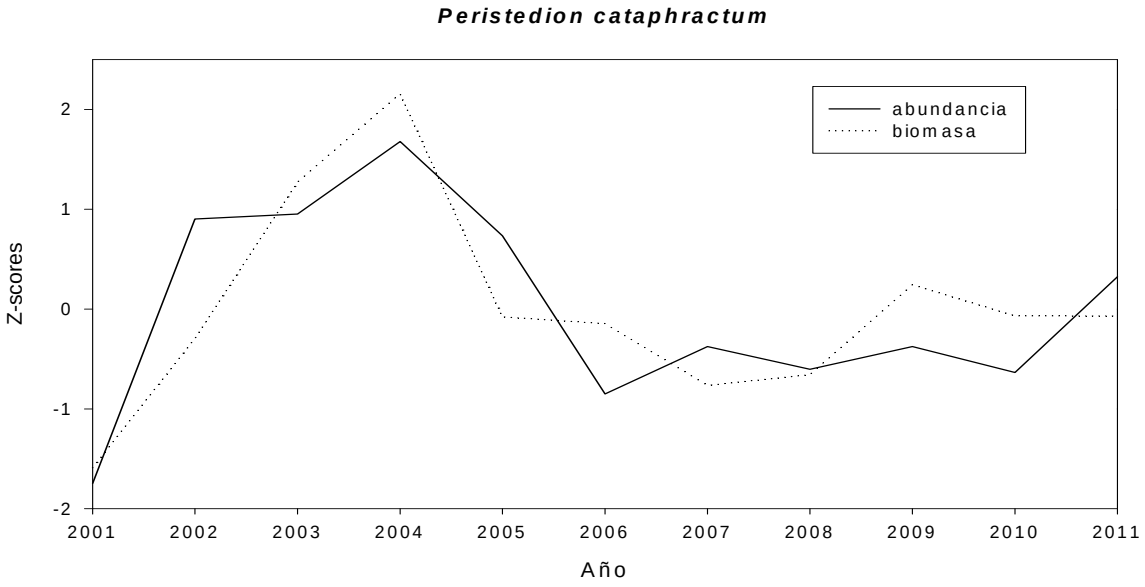


Figura 28. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Peristedion cataphractum entre los años 2001 y 2011.

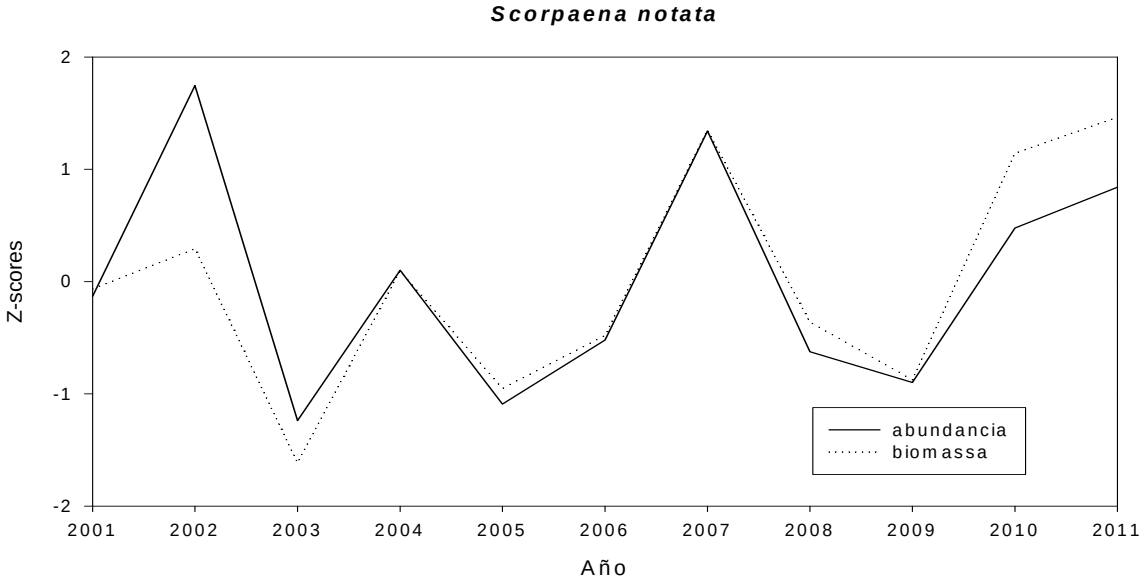


Figura 29. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Scorpaena notata entre los años 2001 y 2011.

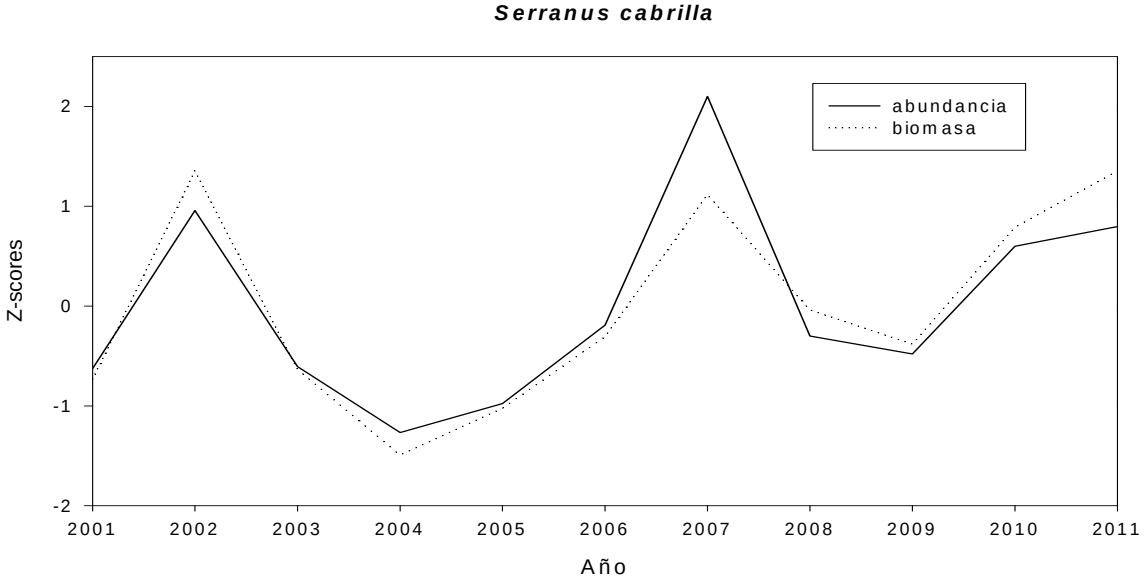


Figura 30. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Serranus cabrilla entre los años 2001 y 2011.

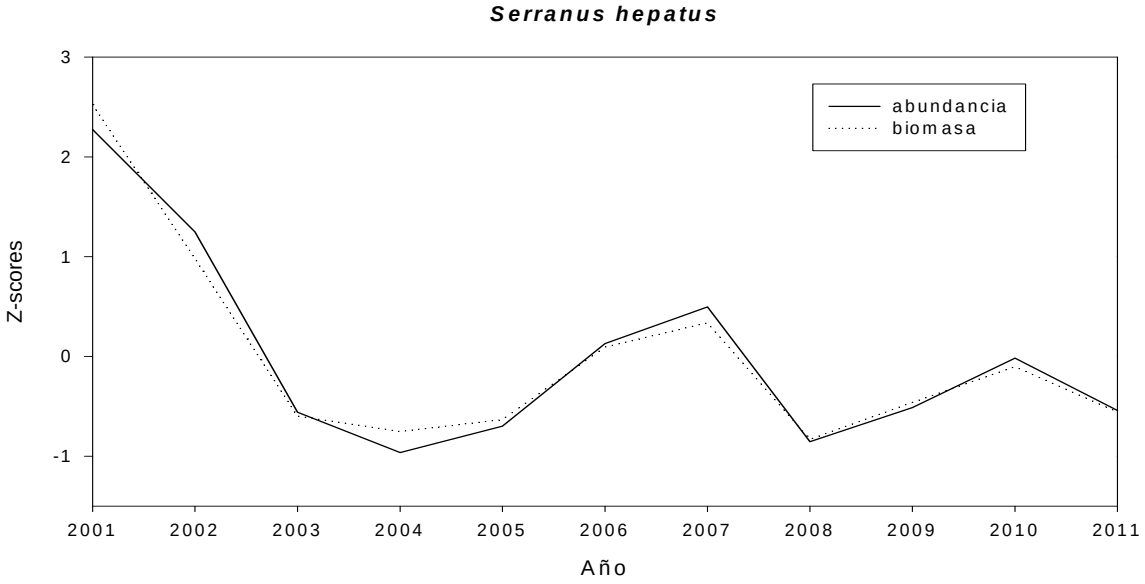


Figura 31. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Serranus hepatus entre los años 2001 y 2011.

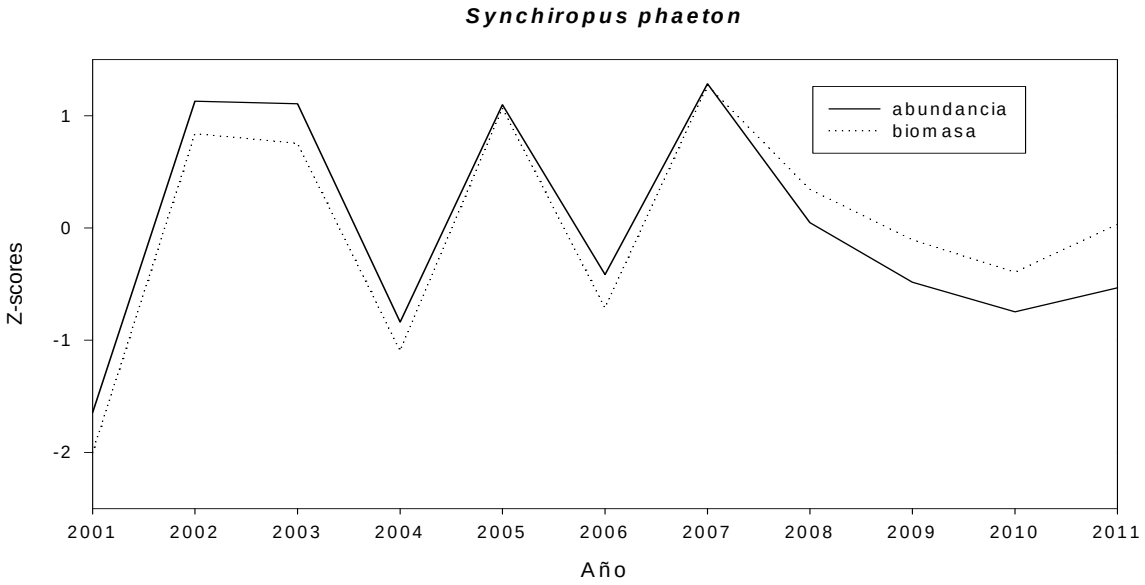


Figura 32. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Synchiropus phaeton entre los años 2001 y 2011.

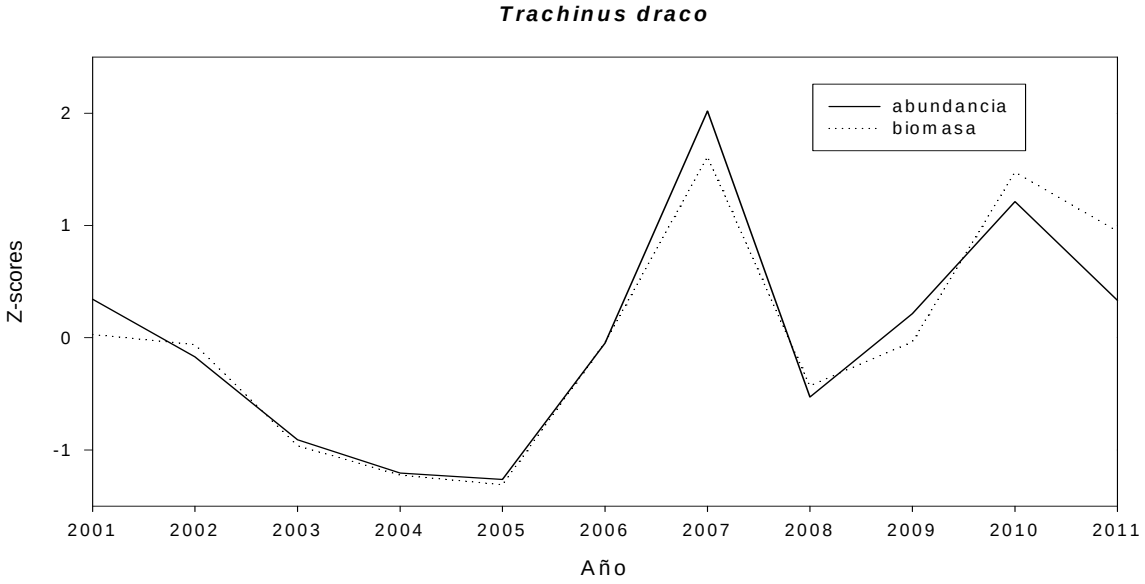


Figura 33. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Trachinus draco entre los años 2001 y 2011.

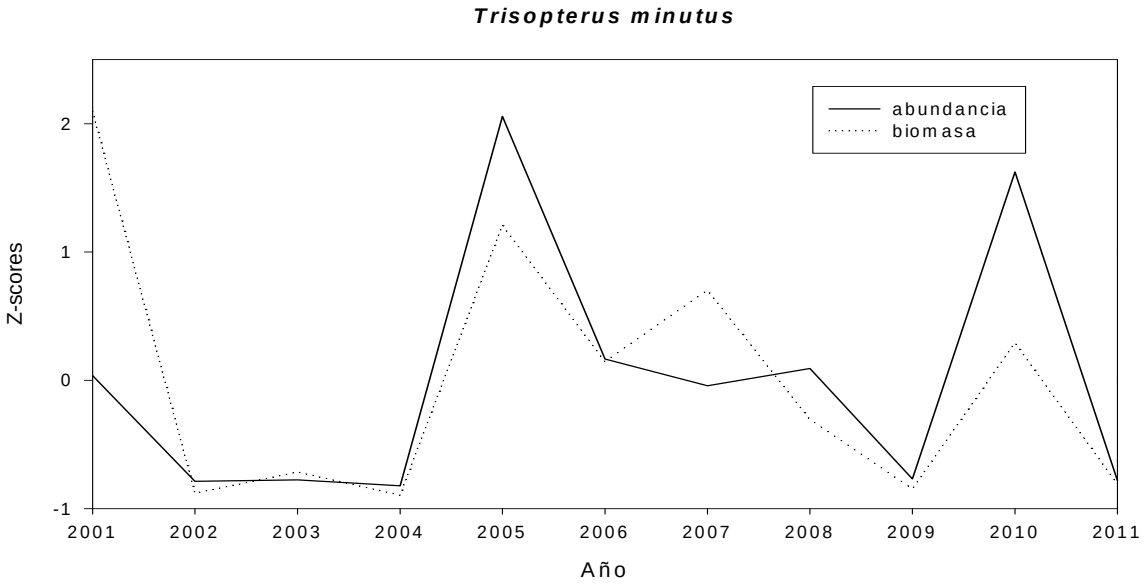


Figura 34. Evolución de la abundancia y la biomasa estandarizadas (Z-scores) de Trisopterus minutus entre los años 2001 y 2011.

B) PENINSULA

Apartado 1

Especies sensibles que cumplen con los objetivos individuales en términos de peso (indicador 1.2.1).

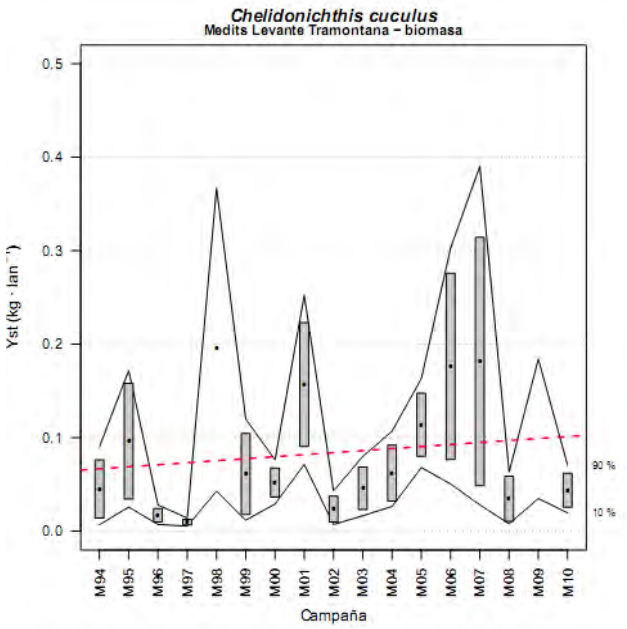


Figura 35. **Evolución de la biomasa de *Chelidonichthis cuculus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

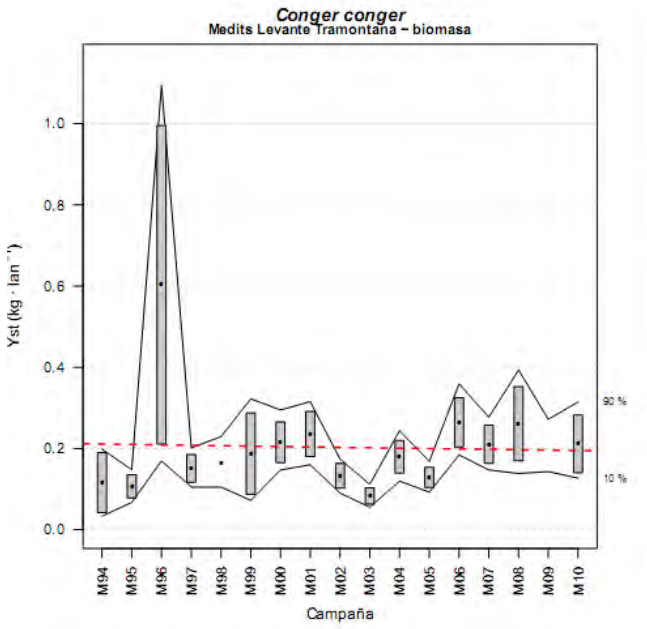


Figura 36. **Evolución de la biomasa de *Conger conger* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

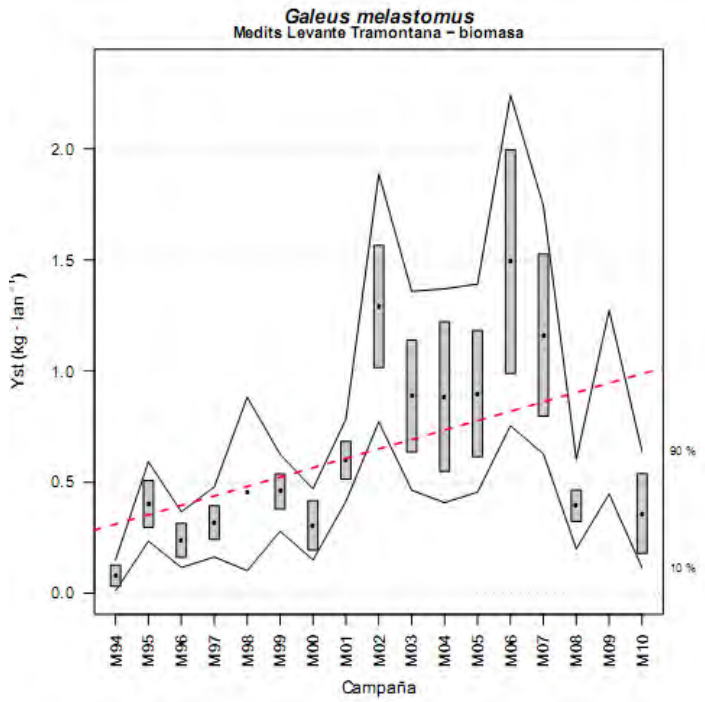


Figura 37. **Evolución de la biomasa de *Galeus melastomus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

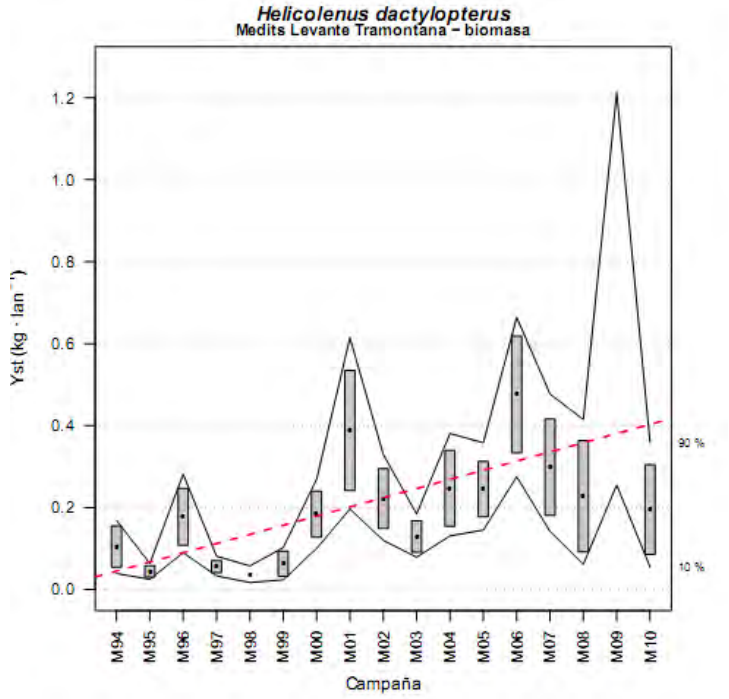


Figura 38. **Evolución de la biomasa de *Helicolenus dactylopterus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

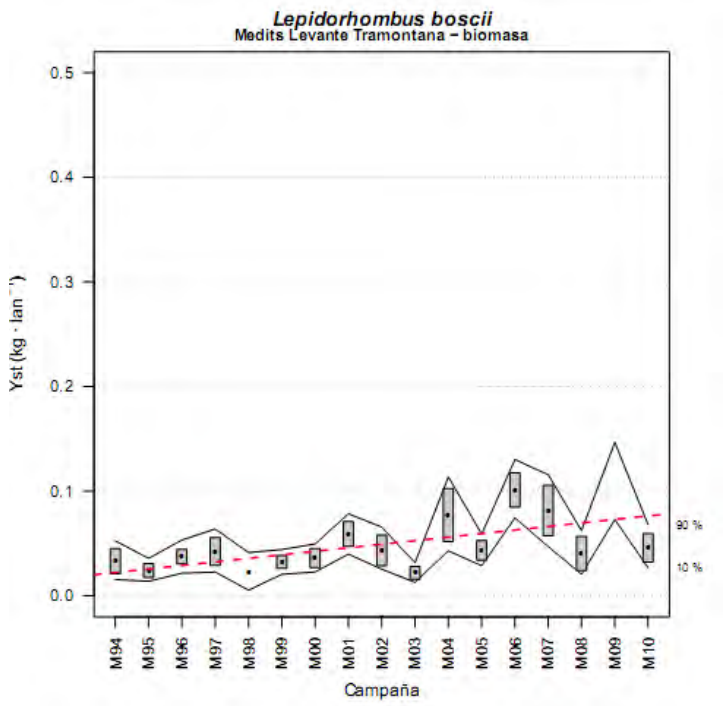


Figura 39. **Evolución de la biomasa de *Lepidorhombus boscii* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

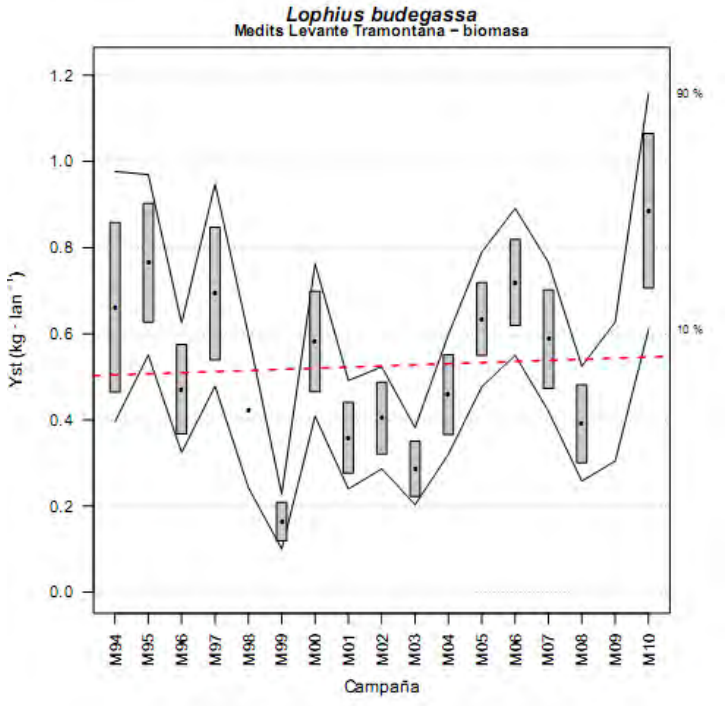


Figura 40. **Evolución de la biomasa de *Lophius budegassa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

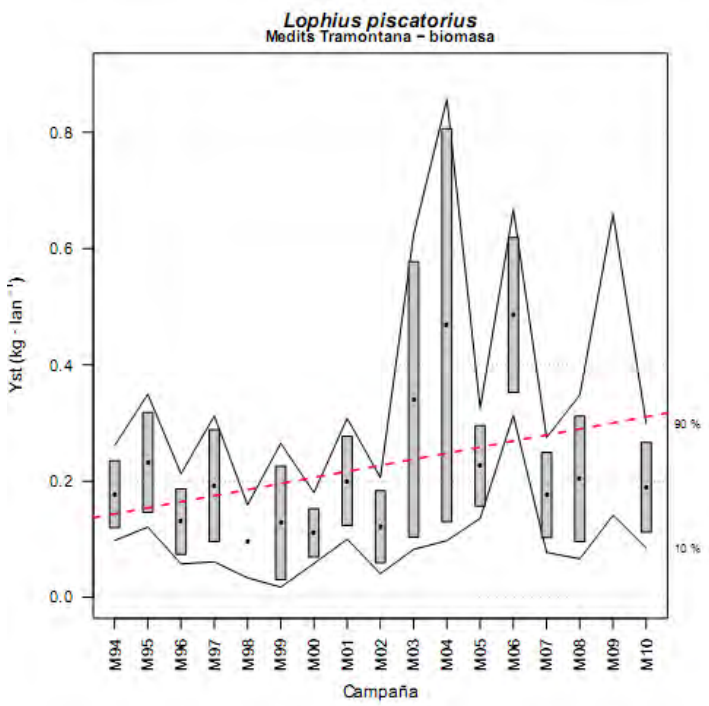


Figura 41. **Evolución de la biomasa de *Lophius piscatorius* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

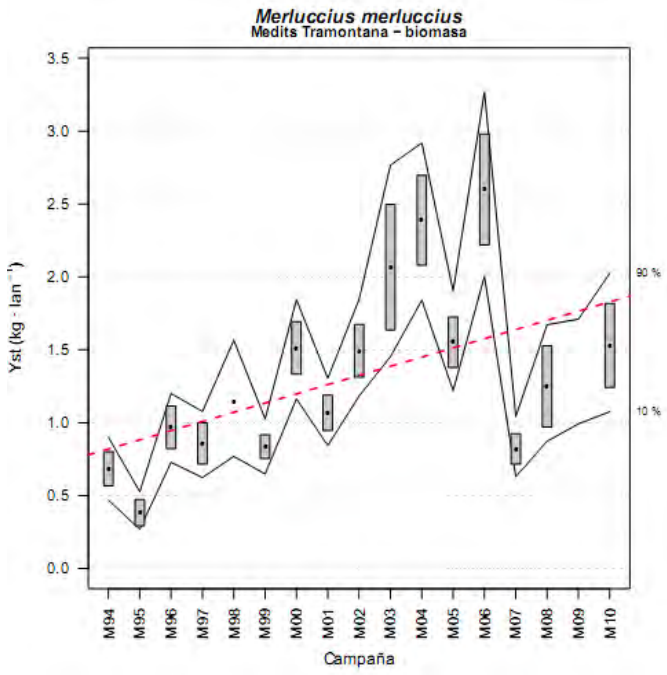


Figura 42. **Evolución de la biomasa de *Merluccius merluccius* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

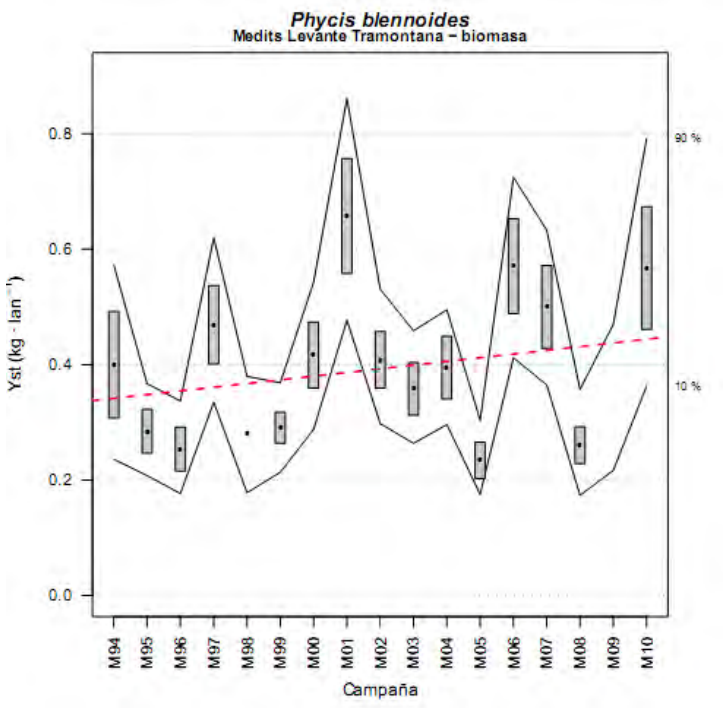


Figura 43 **Evolución de la biomasa de *Phycis blennoides* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

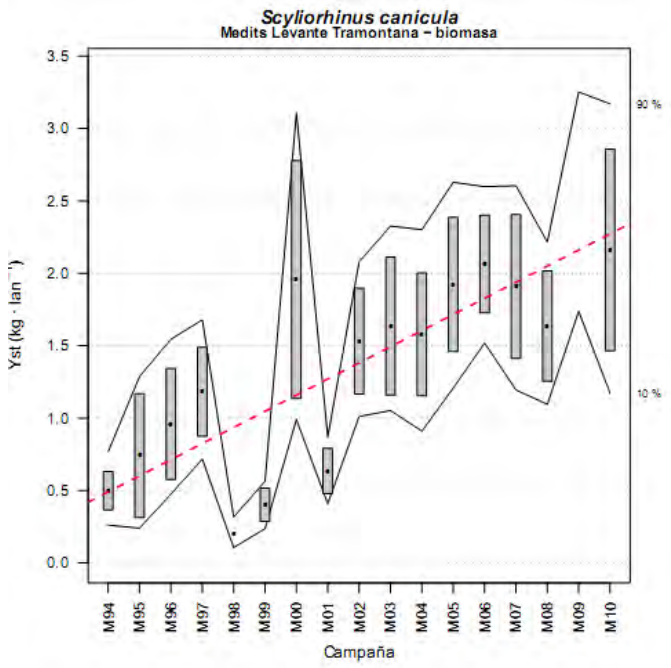


Figura 44. **Evolución de la biomasa de *Scyliorhinus canicula* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

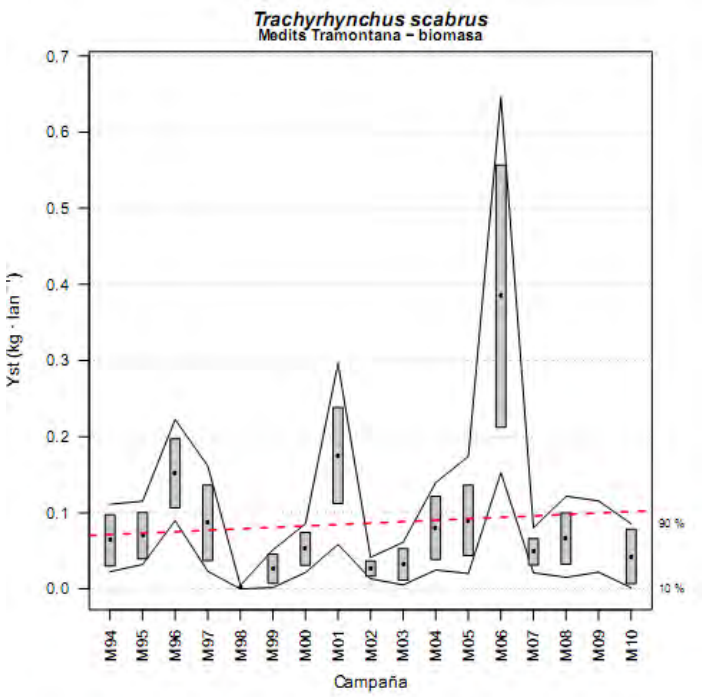


Figura 45. **Evolución de la biomasa de *Trachyrhynchus scabrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

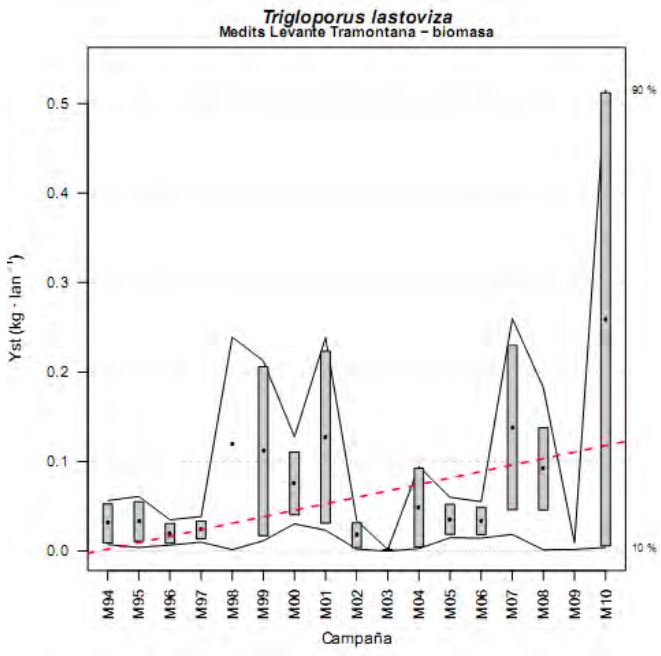


Figura 46. Evolución de la biomasa de *Trigloporus lastoviza* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

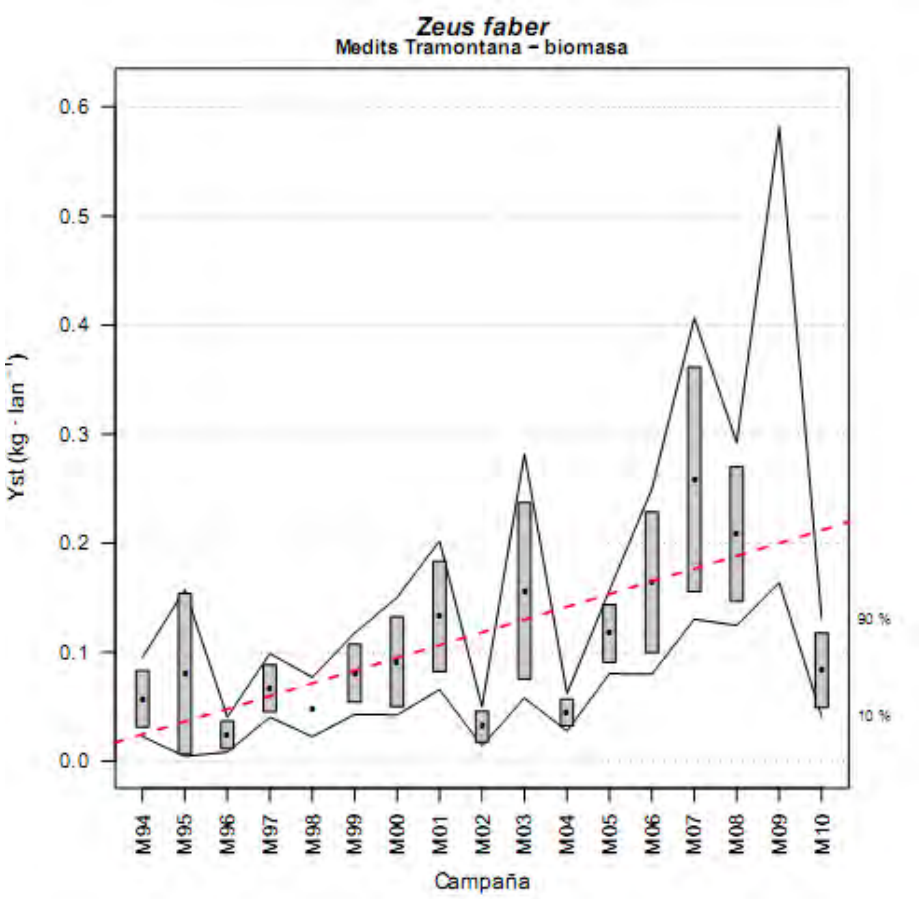


Figura 47. Evolución de la biomasa de *Zeus faber* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Apartado 2

Especies sensibles que no cumplen con los objetivos individuales en términos de peso.

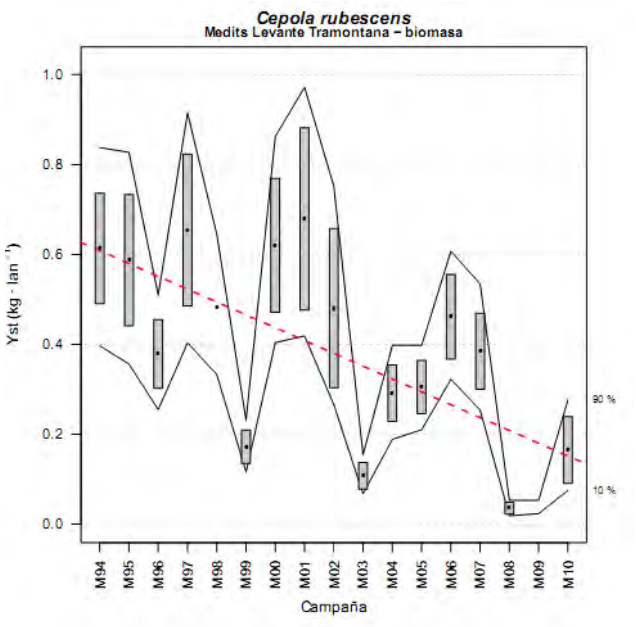


Figura 48. Evolución de la biomasa de *Cepola rubescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Apartado 3

Especies oportunistas que cumplen con los objetivos individuales en términos de peso.

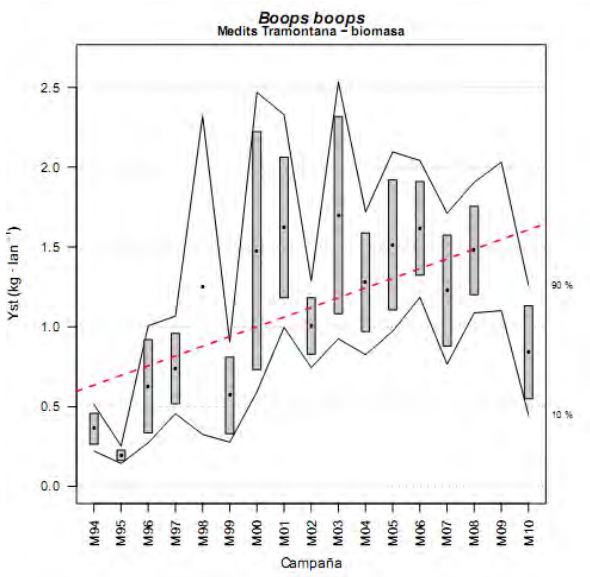


Figura 49. Evolución de la biomasa de *Boops boops* entre los años 1990 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

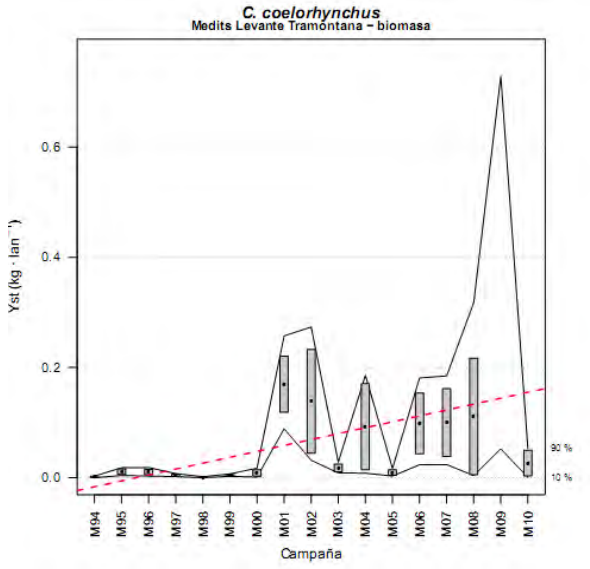


Figura 50. Evolución de la biomasa de *Coelorhynchus coelorhynchus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

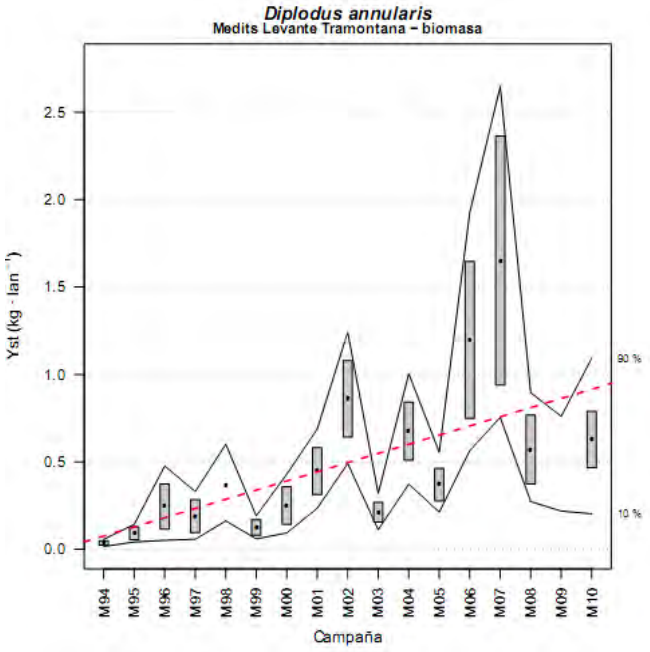


Figura 51. **Evolución de la biomasa de *Diplodus annularis* entre los años 1990 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

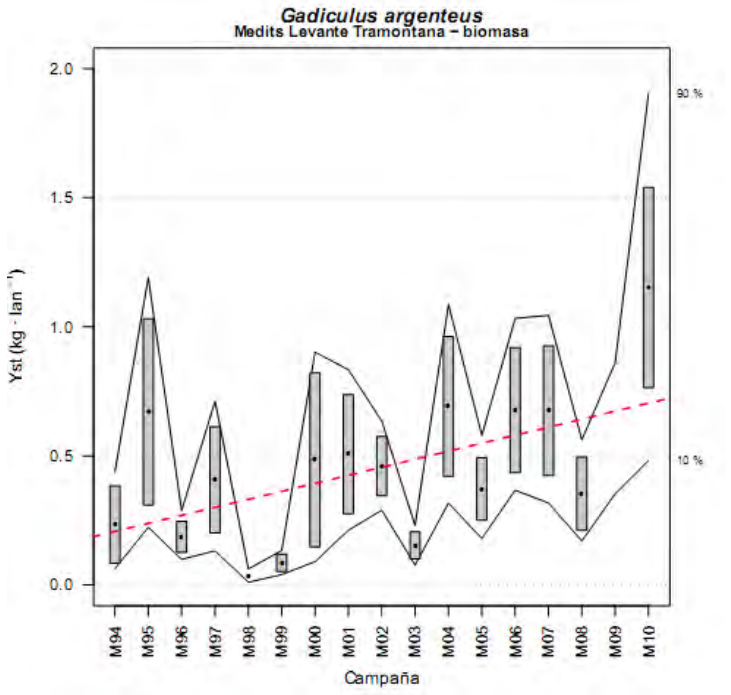


Figura 52. **Evolución de la biomasa de *Gadiculus argenteus* entre los años 1990 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

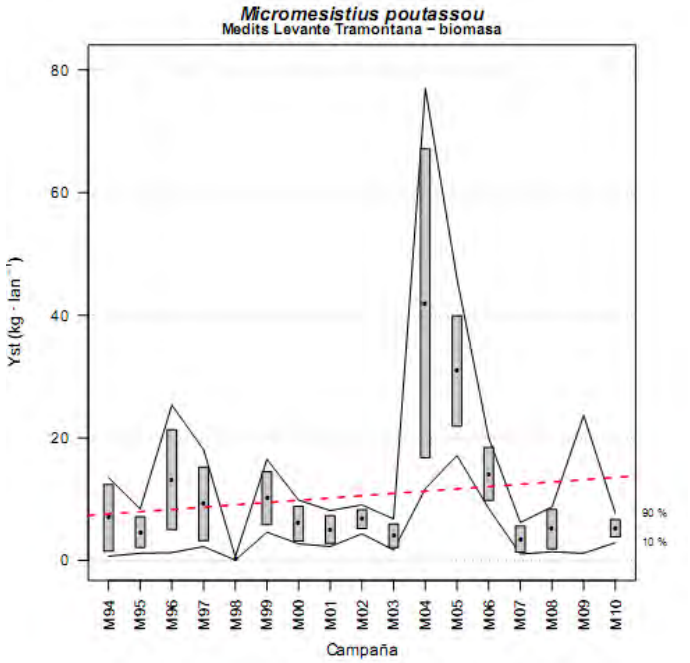


Figura 53. **Evolución de la biomasa de *Micromesistius poutassou* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

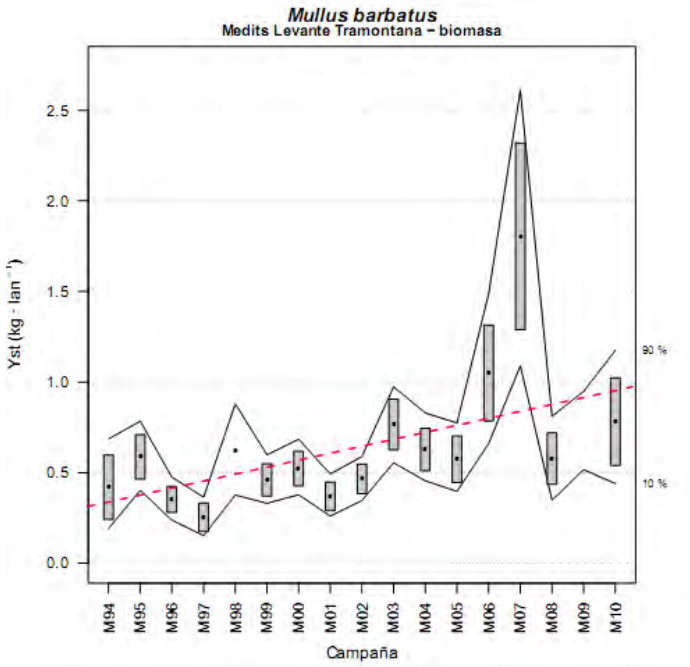


Figura 54. **Evolución de la biomasa de *Mullus barbatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

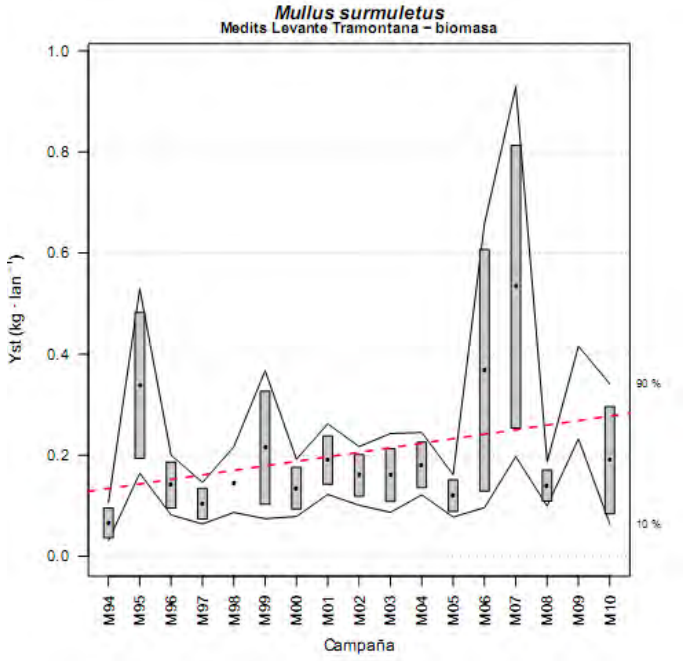


Figura 55. **Evolución de la biomasa de *Mullus surmuletus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

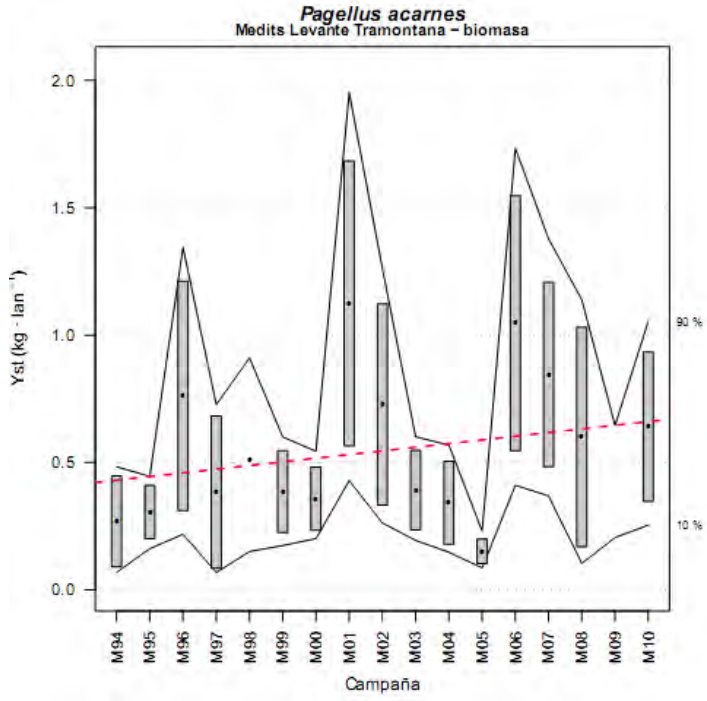


Figura 56. **Evolución de la biomasa de *Pagellus acarne* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

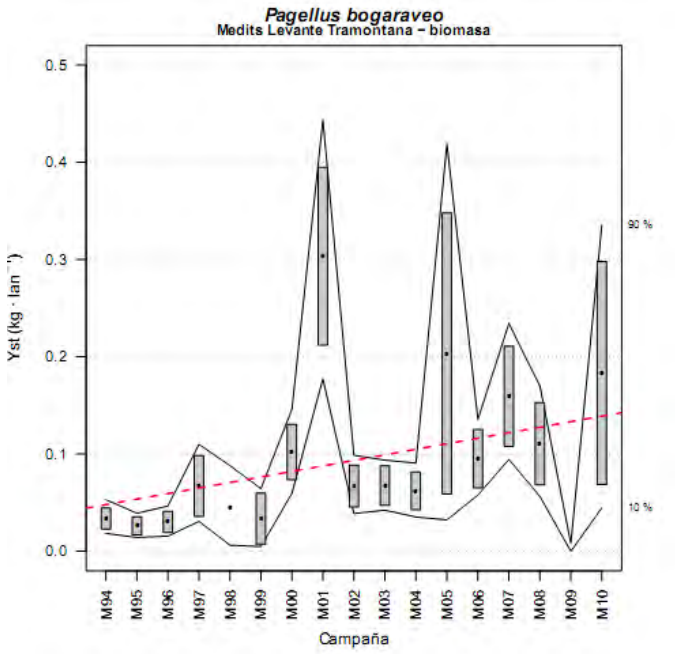


Figura 57. **Evolución de la biomasa de *Pagellus bogaraveo* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

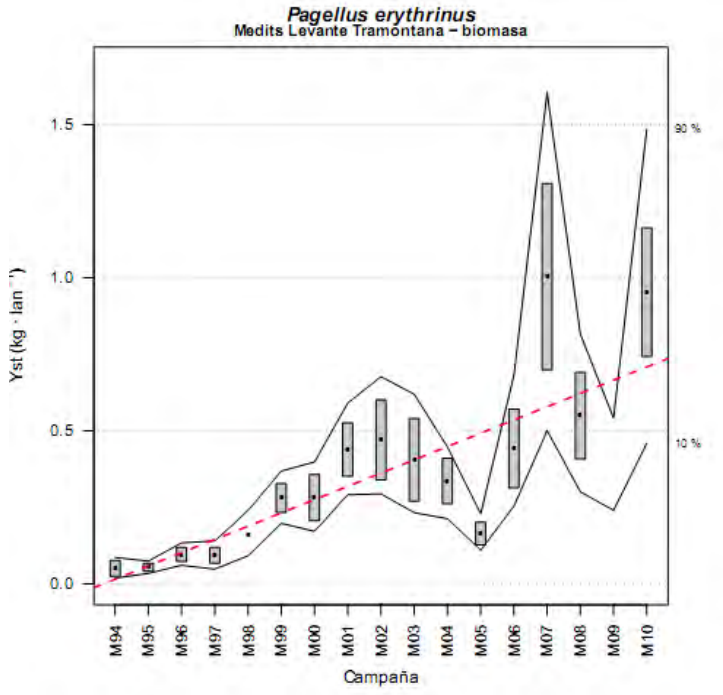


Figura 58. **Evolución de la biomasa de *Pagellus erythrinus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

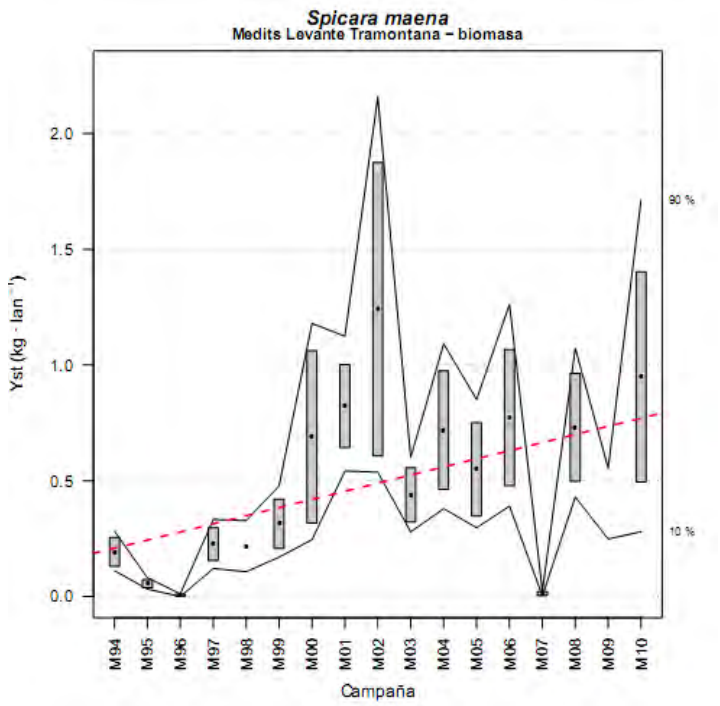


Figura 59. Evolución de la biomasa de *Spicara maena* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

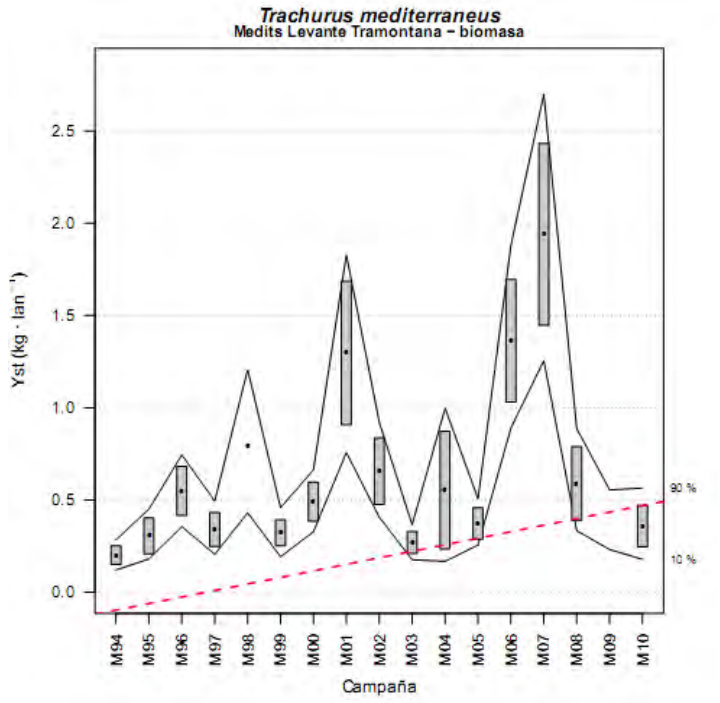


Figura 60 Evolución de la biomasa de *Trachurus mediterraneus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

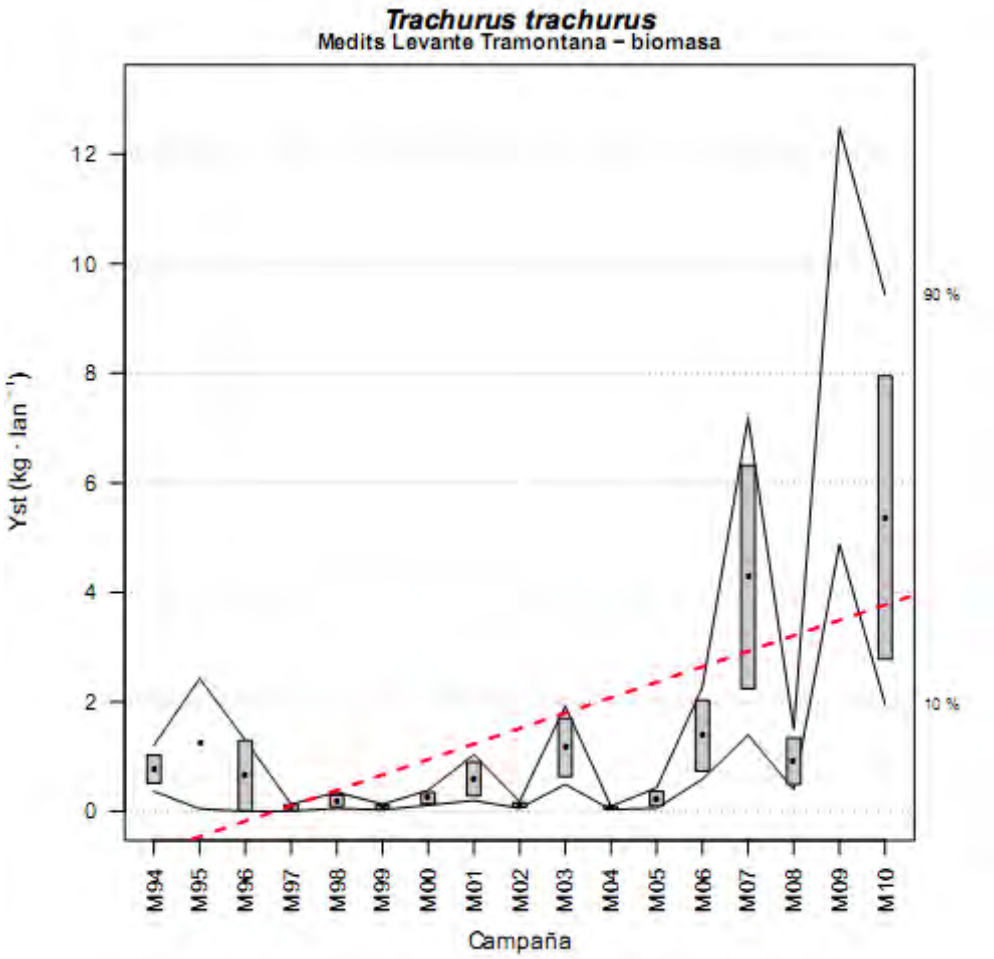


Figura 61 Evolución de la biomasa de *Trachurus trachurus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Apartado 4

Especies oportunistas que no cumplen con los objetivos individuales en términos de peso.

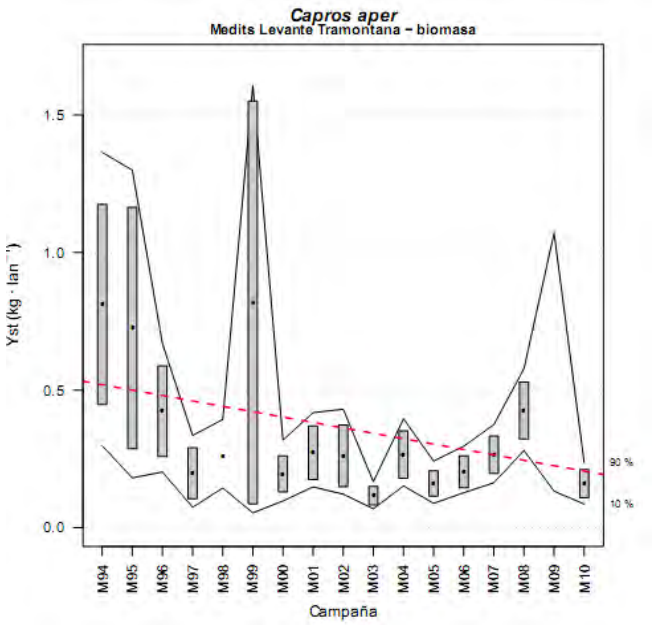


Figura 62. **Evolución de la biomasa de *Capros aper* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

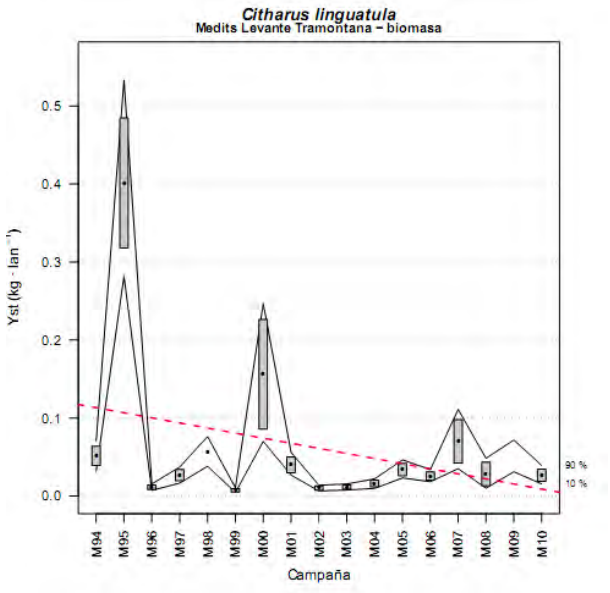


Figura 63. **Evolución de la biomasa de *Citharus linguatula* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza**

calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

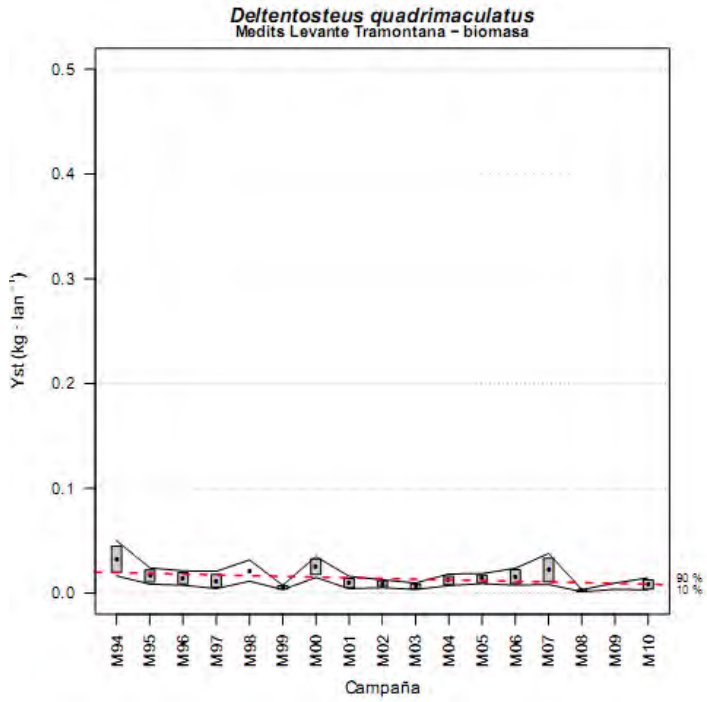


Figura 64. **Evolución de la biomasa de *Deltentosteus quadrimaculatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

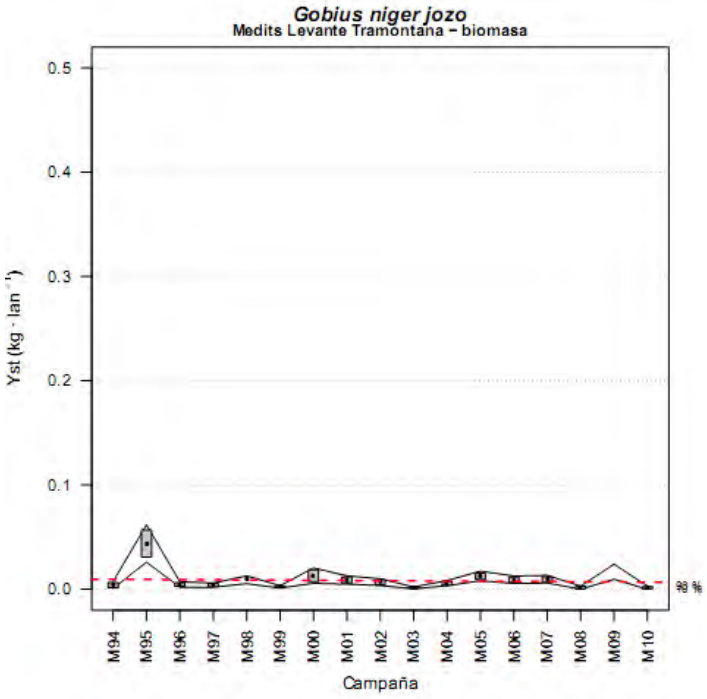


Figura 65. **Evolución de la biomasa de *Gobius niger jozo* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza**

calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

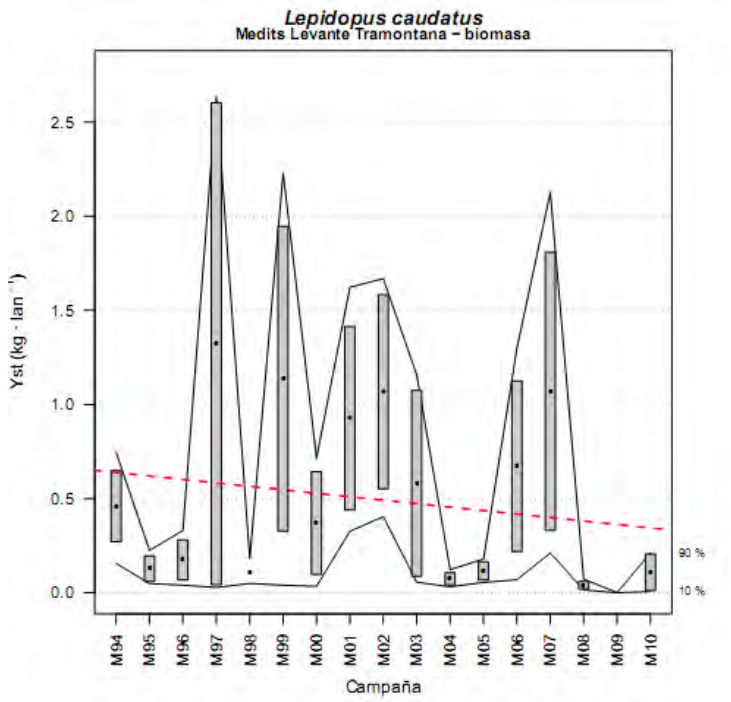


Figura 66. **Evolución de la biomasa de *Lepidopus caudatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

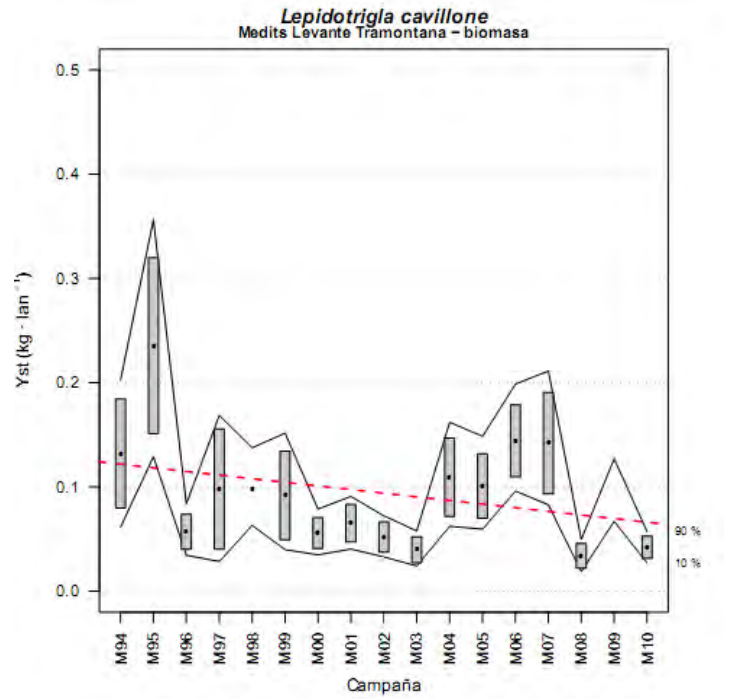


Figura 67 **Evolución de la biomasa de *Lepidotrigla cavillone* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de**

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

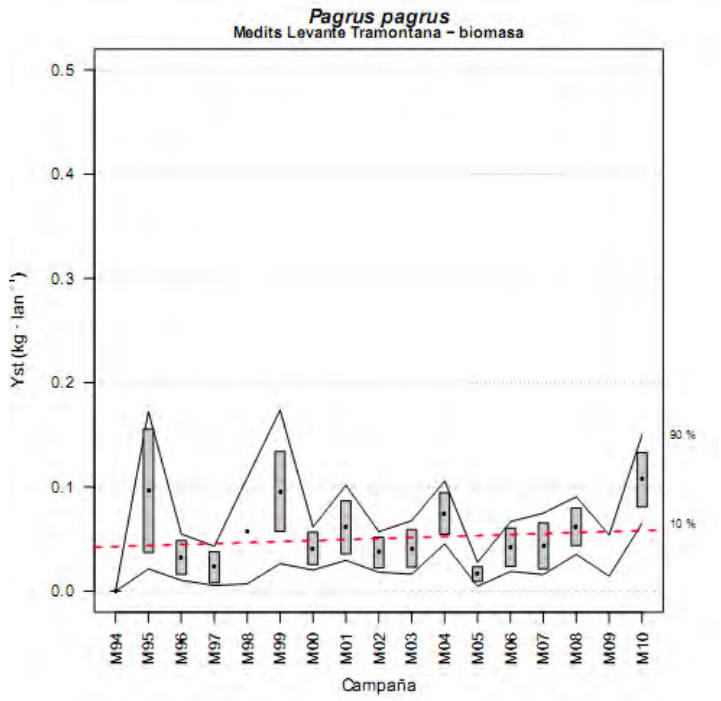


Figura 68. **Evolución de la biomasa de *Pagrus pagrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

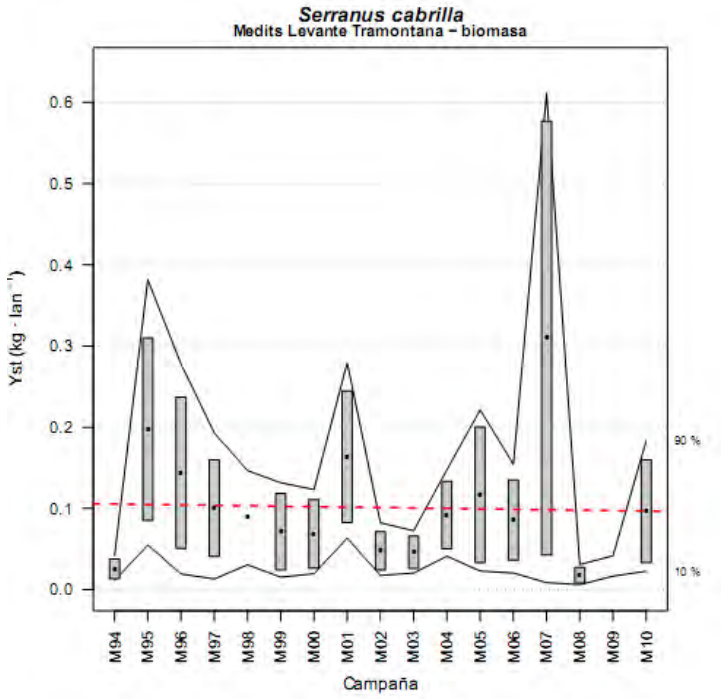


Figura 69. **Evolución de la biomasa de *Serranus cabrilla* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza**

calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

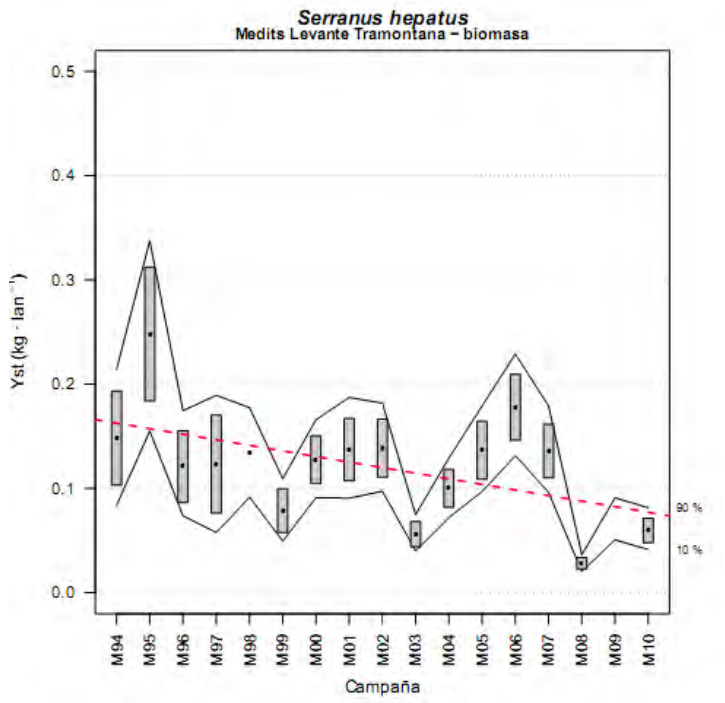


Figura 70. **Evolución de la biomasa de *Serranus hepatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

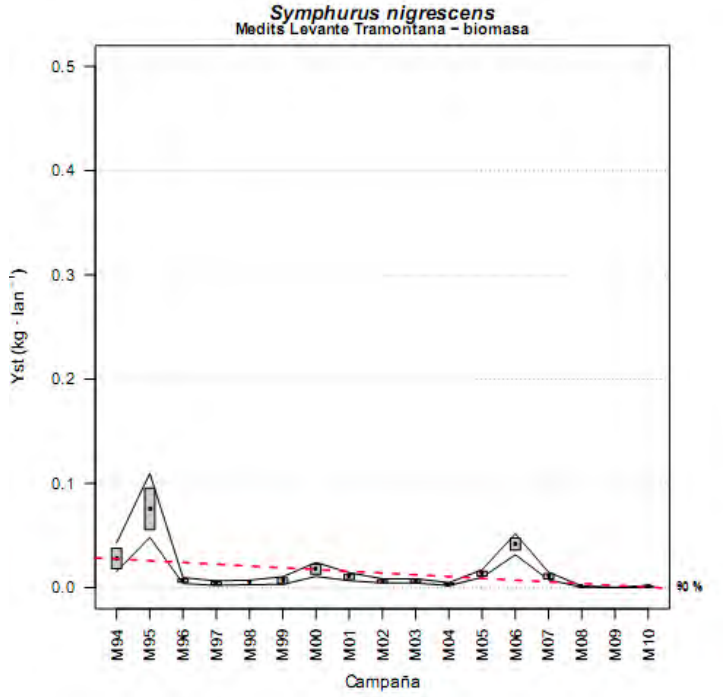


Figura 71. **Evolución de la biomasa de *Symphurus nigrescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de**

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

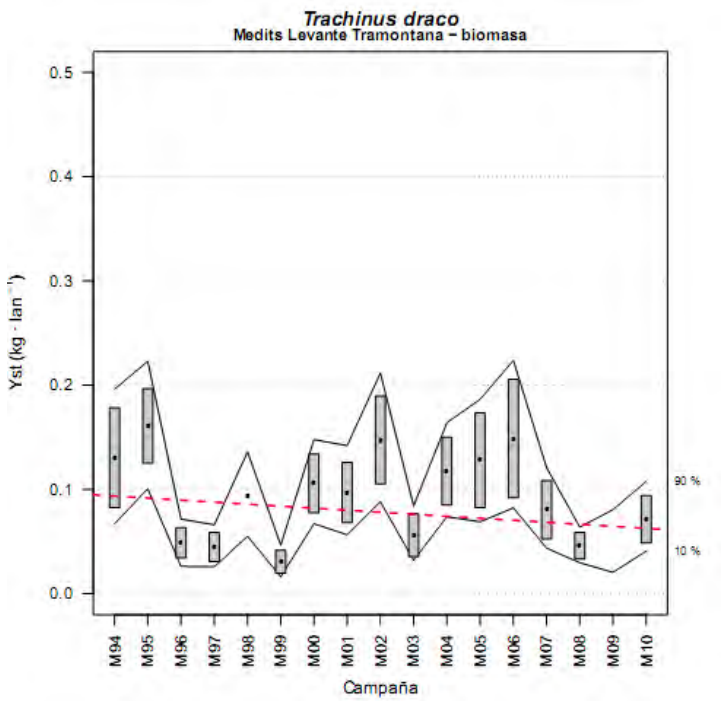


Figura 72. **Evolución de la biomasa de *Trachinus draco* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

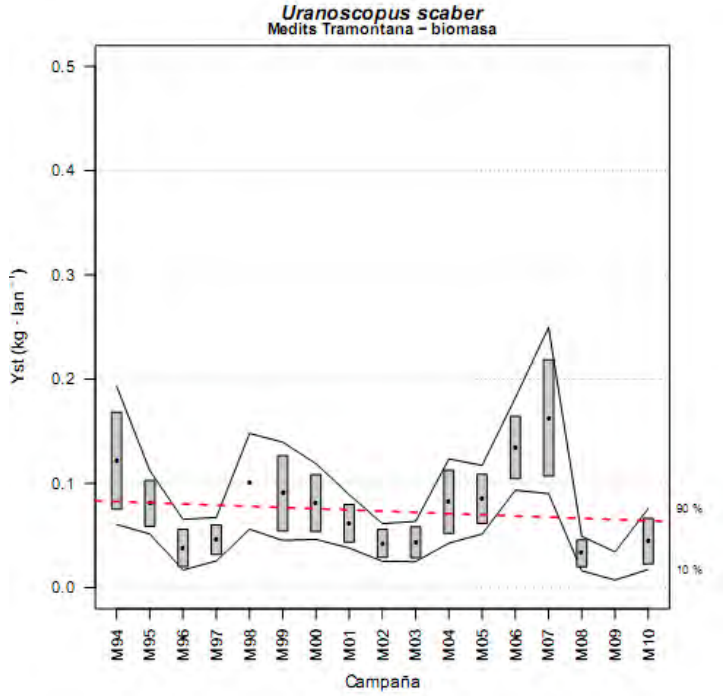


Figura 73. **Evolución de la biomasa de *Uranoscopus scaber* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

Apartado 5

Especies sensibles que cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia.

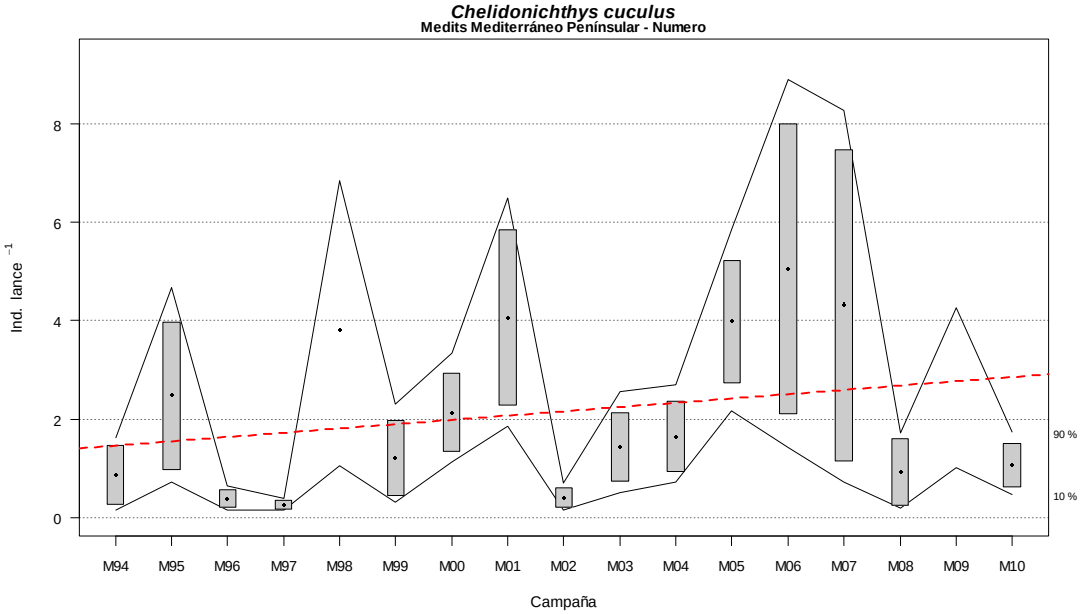


Figura 74. **Evolución de la abundancia de *Chelidonichthis cuculus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

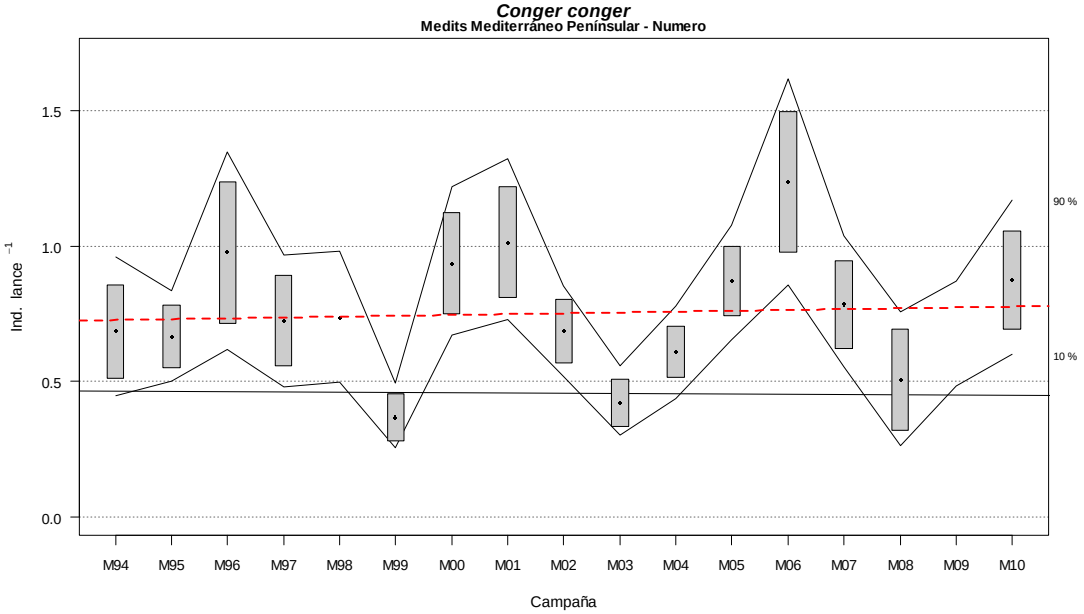


Figura 75. **Evolución de la abundancia de *Conger conger* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza**

calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

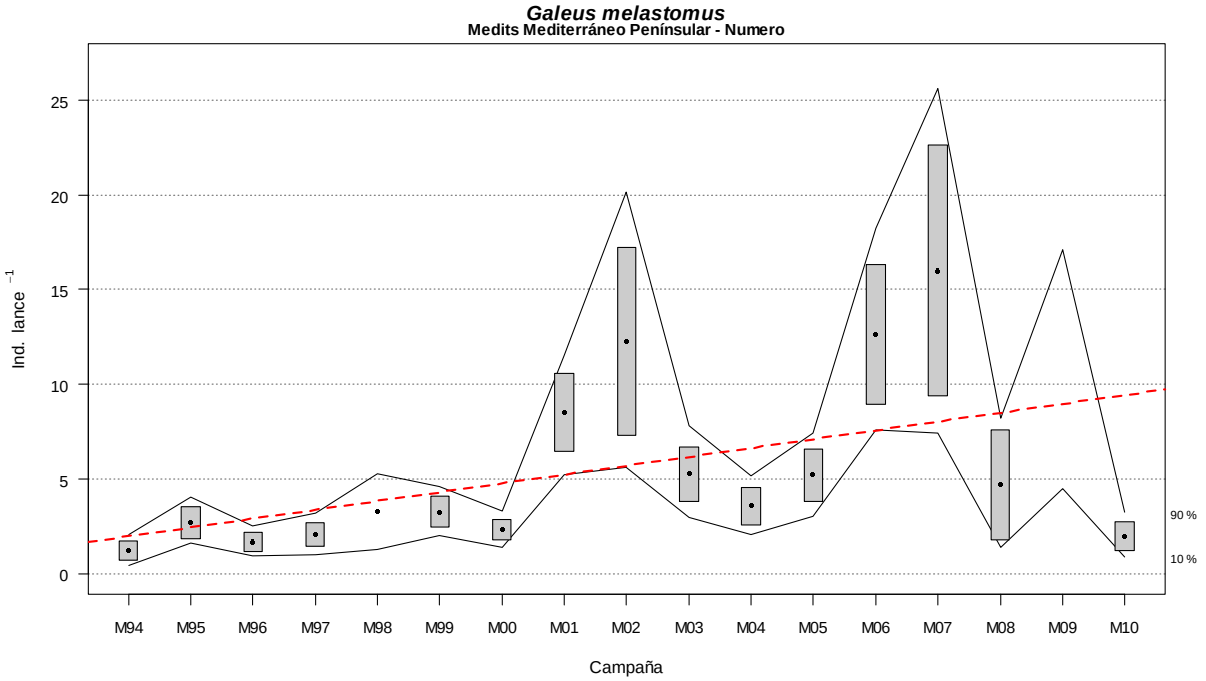


Figura 76. **Evolución de la abundancia de *Galeus melastomus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

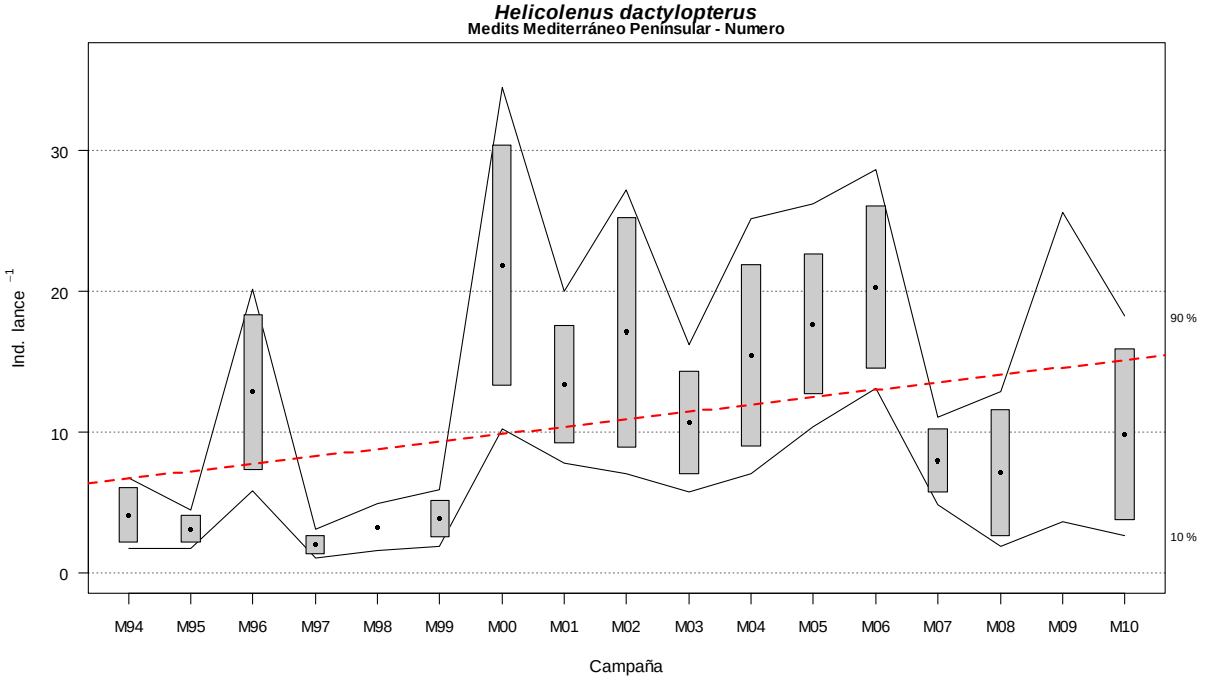


Figura 77. **Evolución de la abundancia de *Helicolenus dactylopterus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

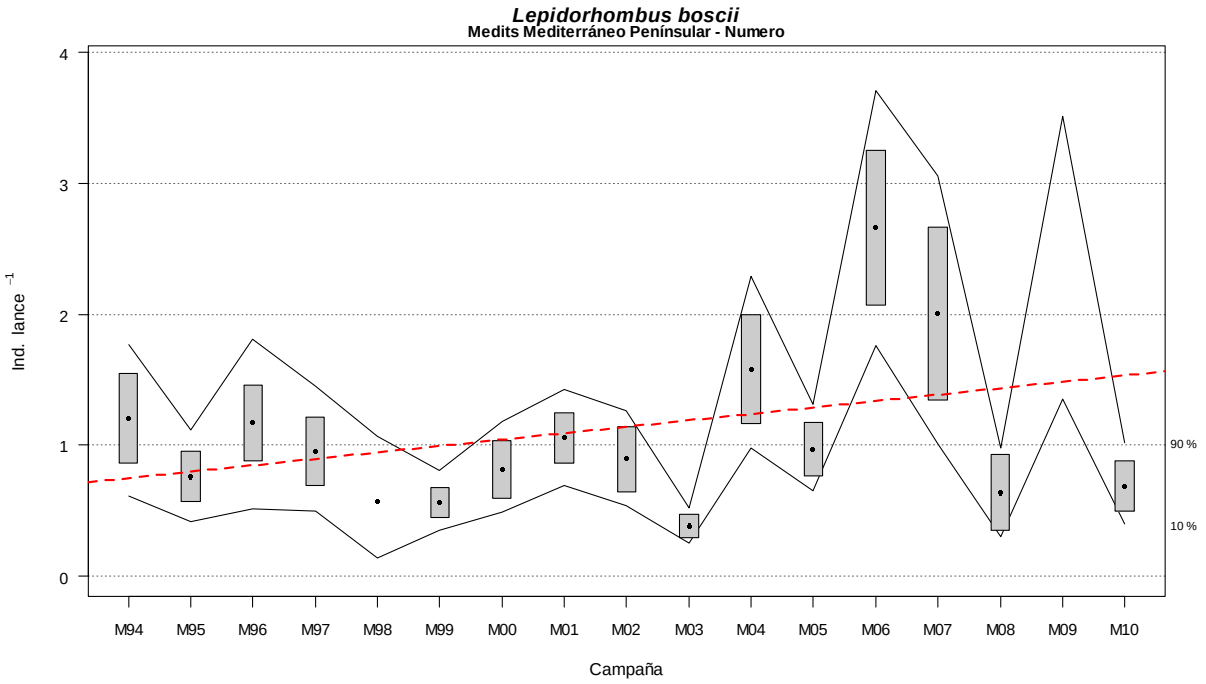


Figura 78. **Evolución de la abundancia de *Lepidorhombus boscii* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

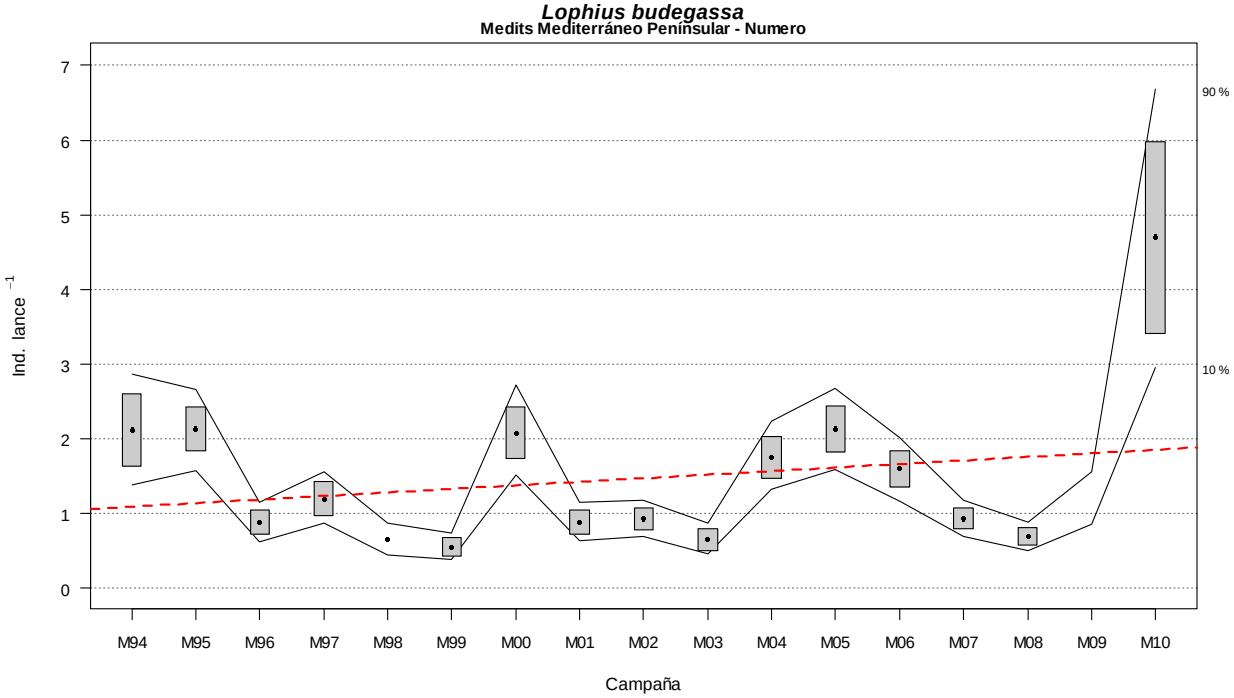


Figura 79. **Evolución de la abundancia de *Lophius budegassa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

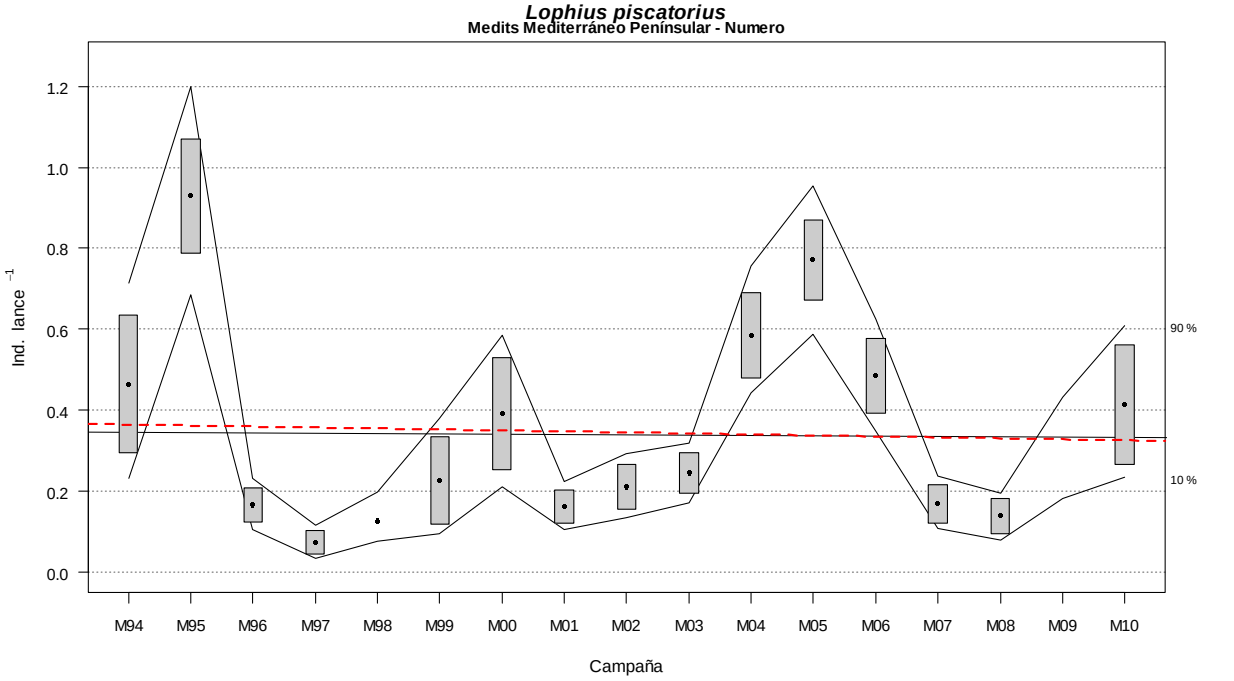


Figura 80. **Evolución de la abundancia de *Lophius piscatorius* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

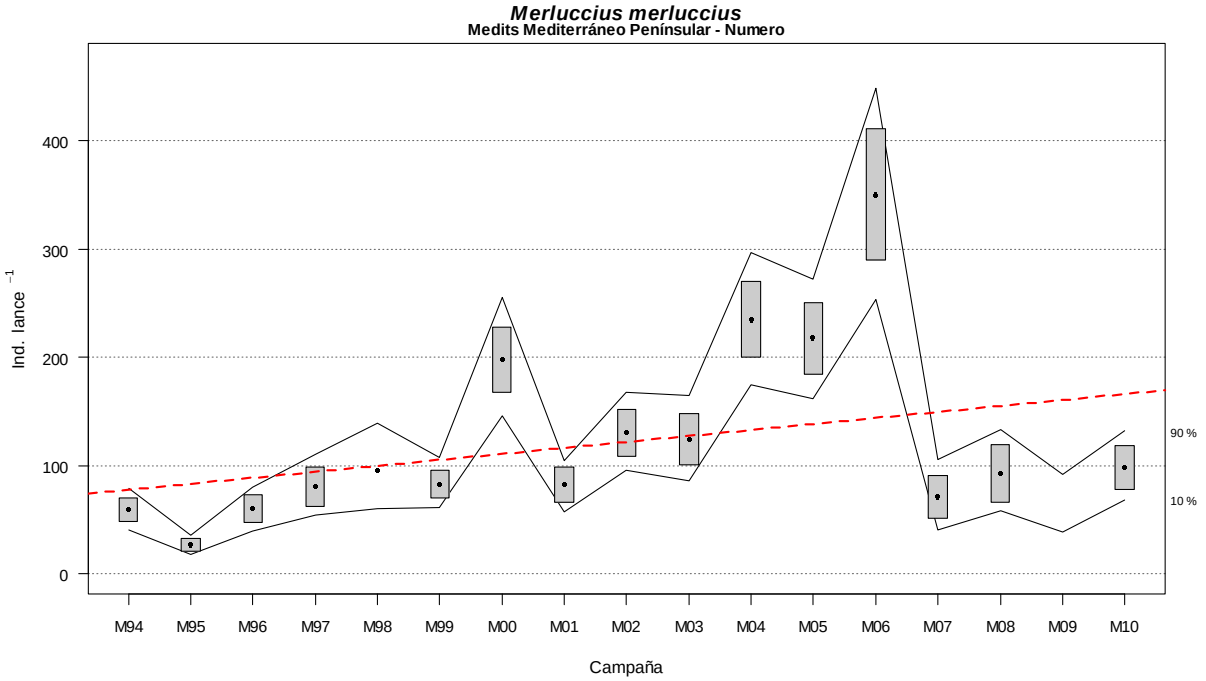


Figura 81. **Evolución de la abundancia de *Merluccius merluccius* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

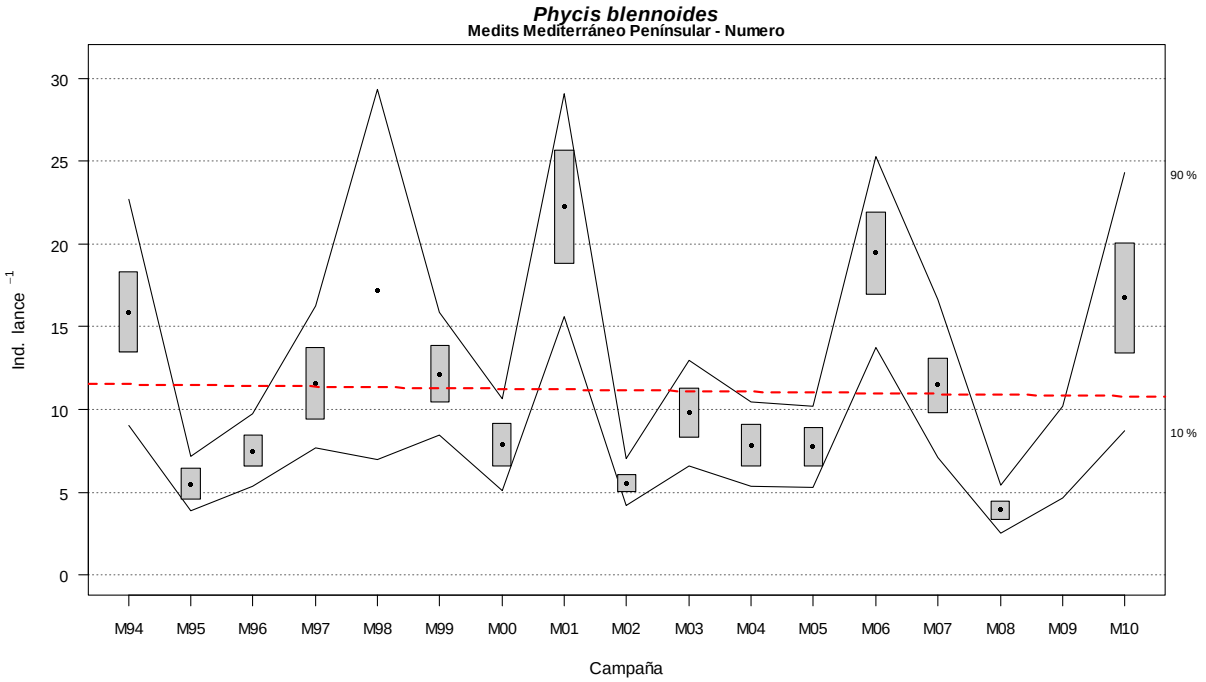


Figura 82. **Evolución de la abundancia de *Phycis blennoides* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

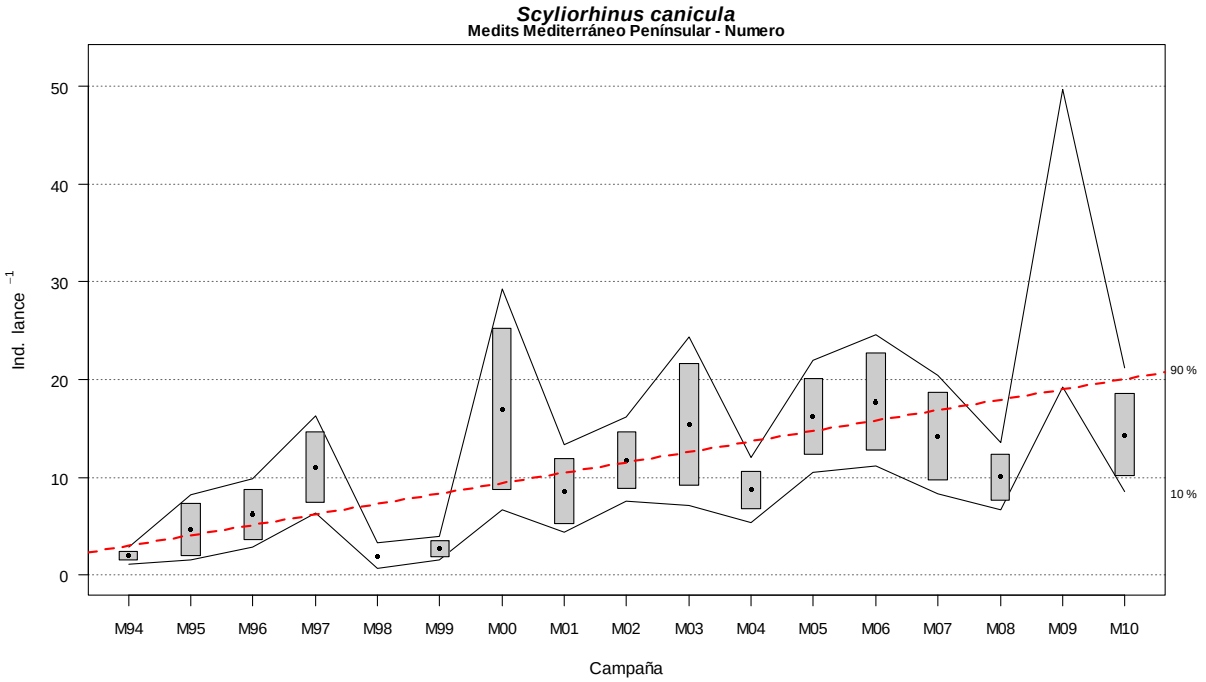


Figura 83. **Evolución de la abundancia de *Scyliorhinus canicula* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de**

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

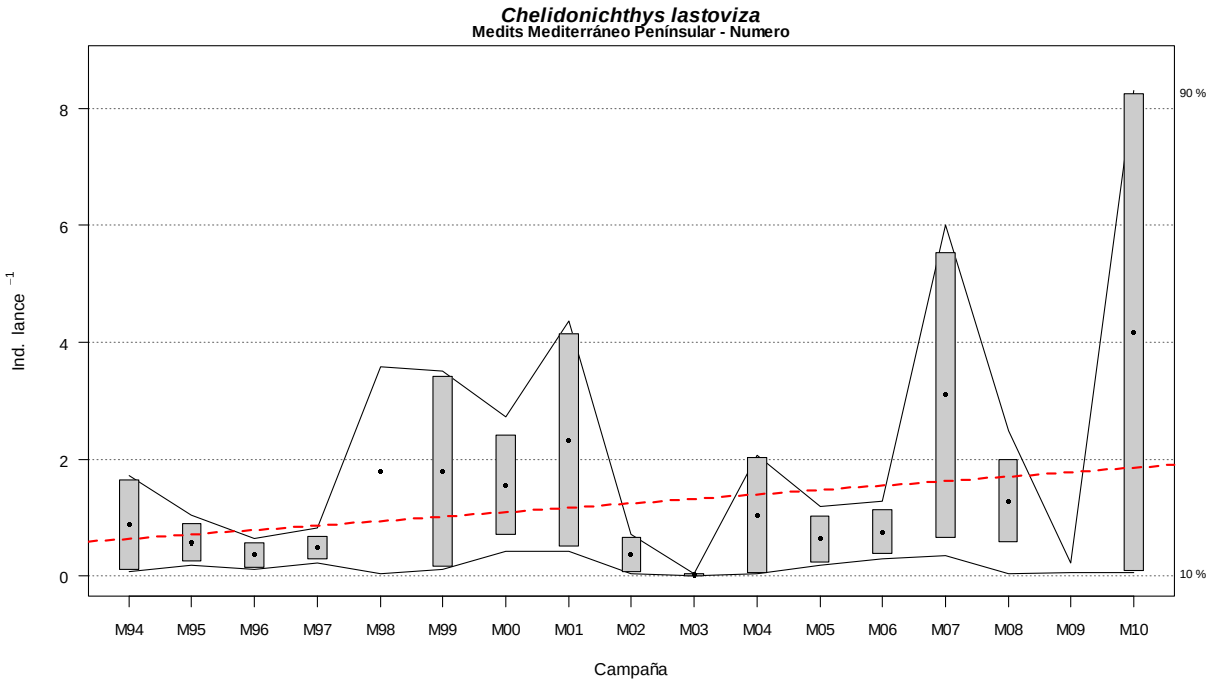


Figura 84. Evolución de la abundancia de *Trigloporus lastoviza* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

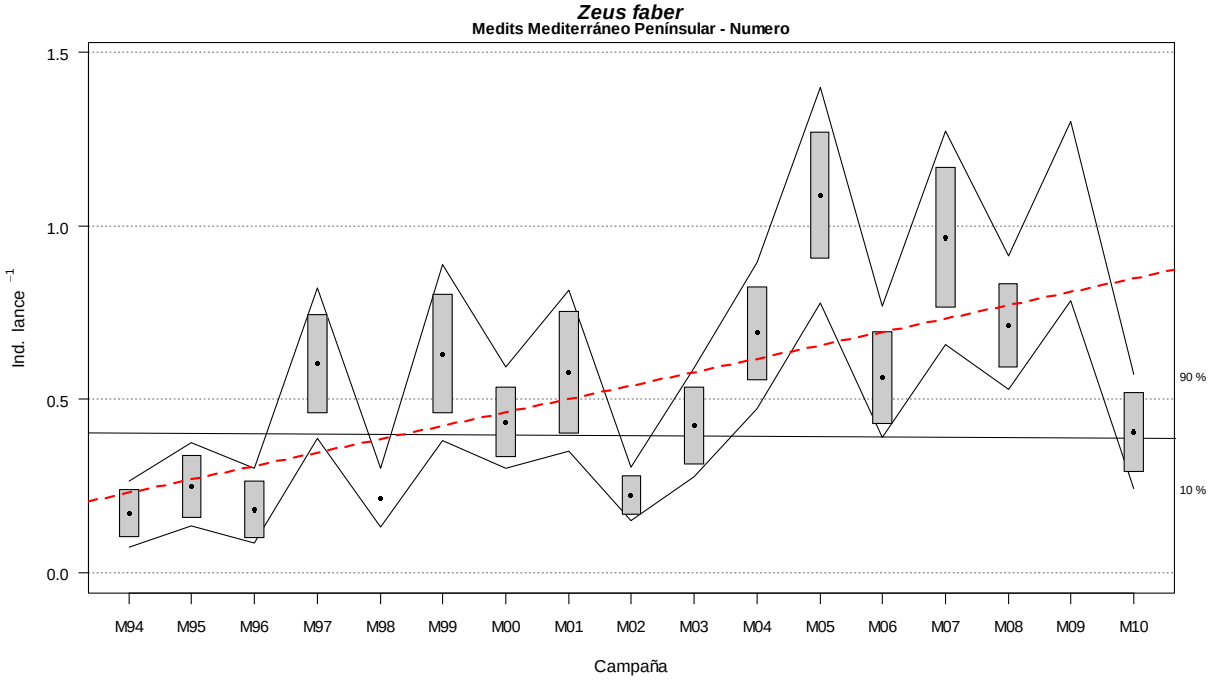


Figura 85. Evolución de la abundancia de *Zeus faber* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

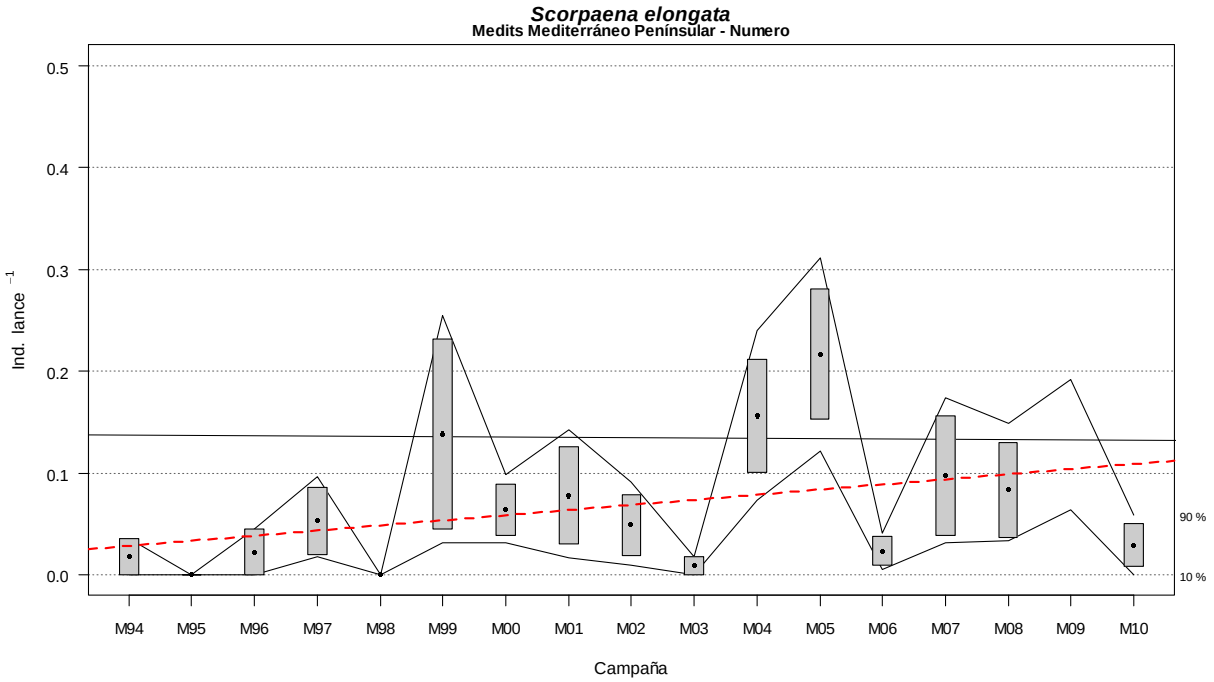


Figura 86. Evolución de la abundancia de *Scorpaena elongata* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza

calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

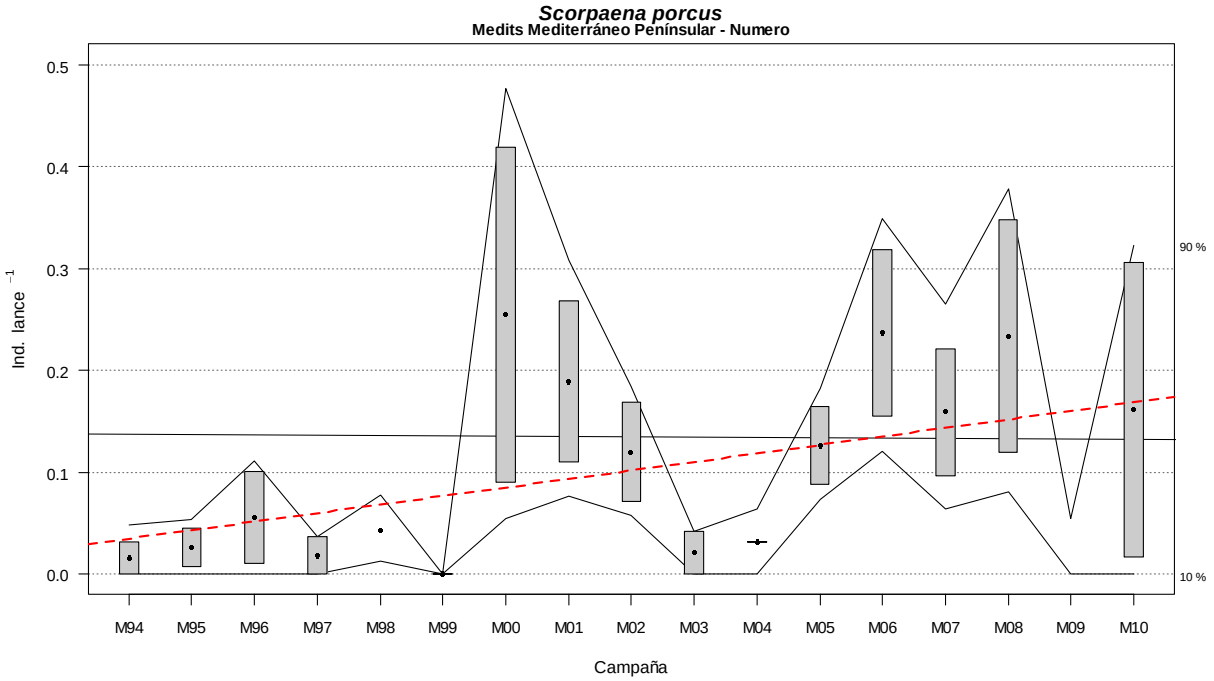


Figura 87. Evolución de la abundancia de *Scorpaena porcus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Especies sensibles que no cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia.

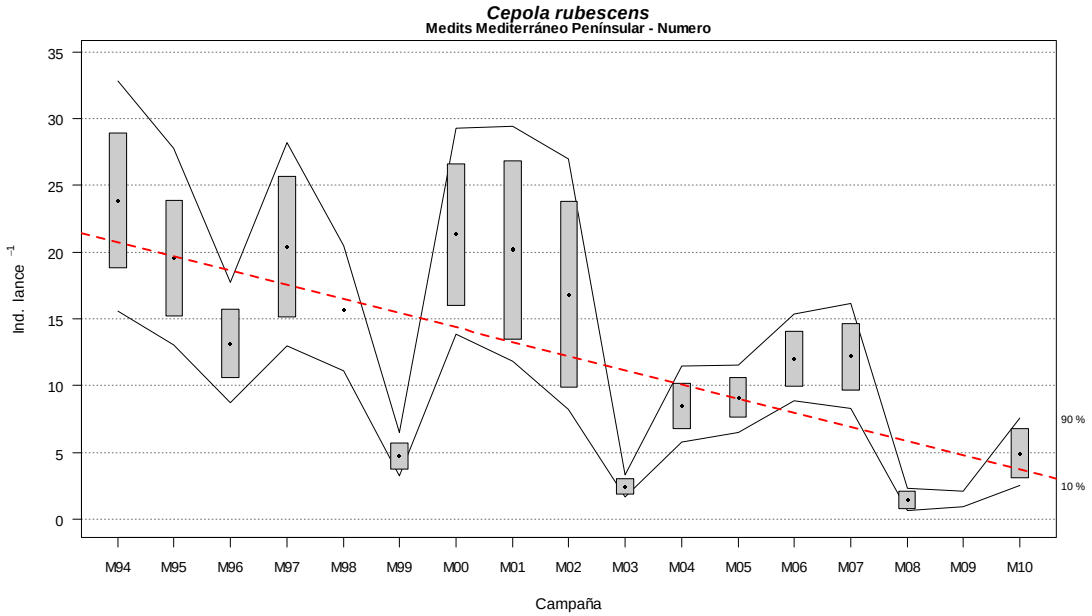


Figura 88. Evolución de la abundancia de *Cepola rubescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

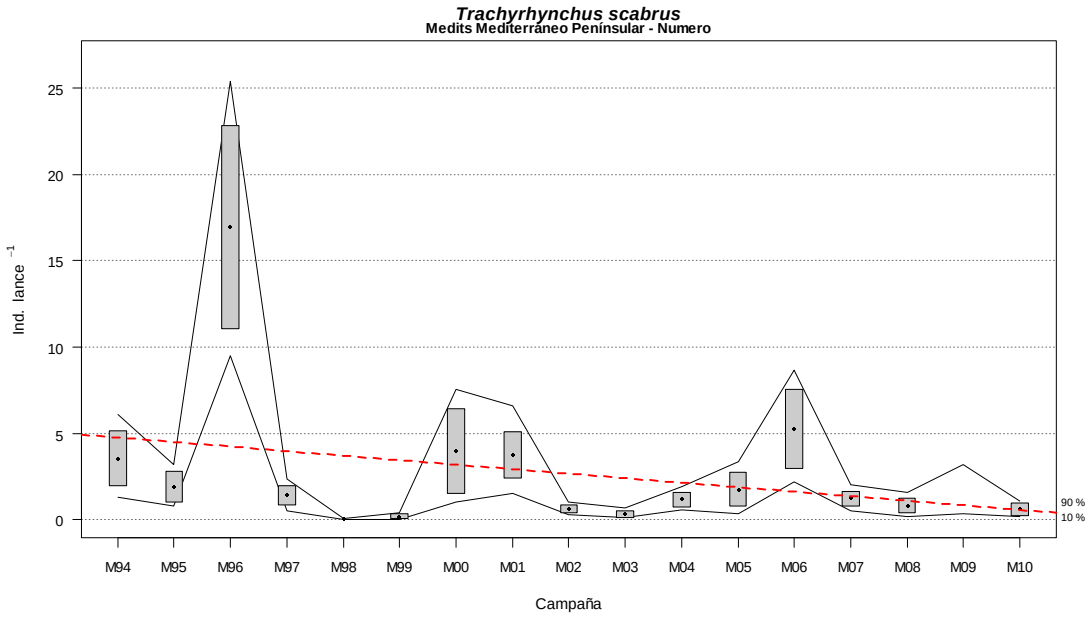


Figura 89. Evolución de la abundancia de *Trachyrhynchus scabrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

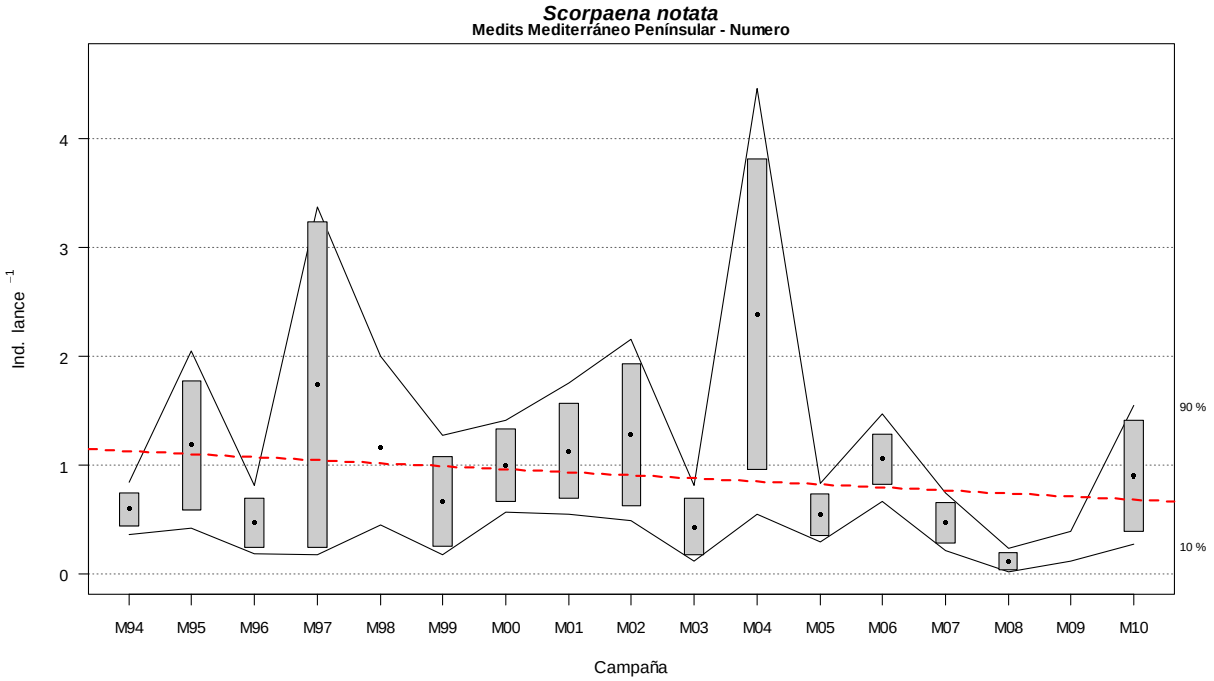


Figura 90. **Evolución de la abundancia de *Scorpaena notata* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

Especies oportunistas que cumplen con los objetivos individuales en términos de peso.

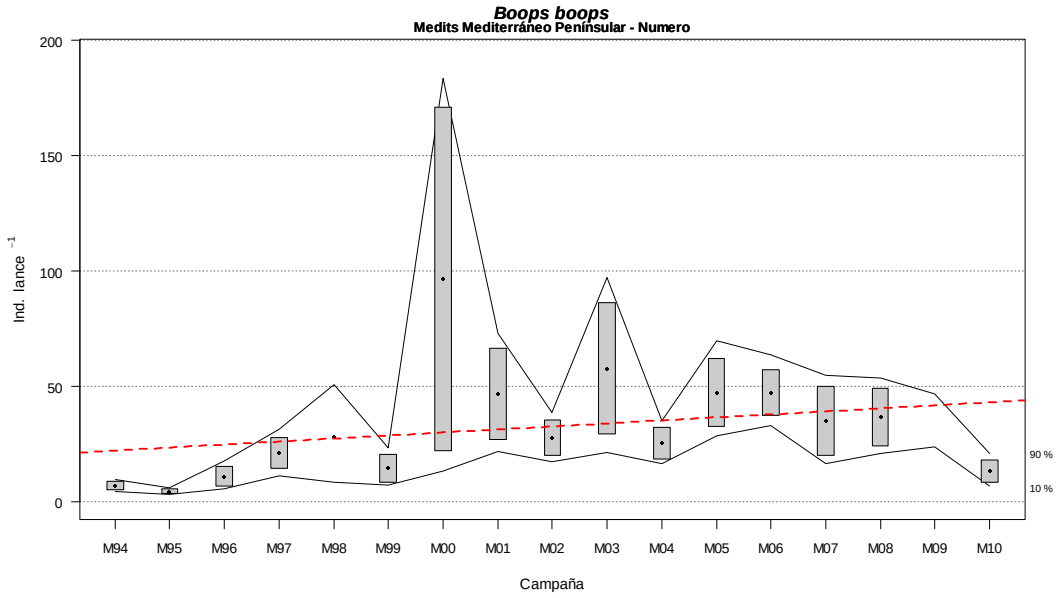


Figura 91. Evolución de la abundancia de *Boops boops* entre los años 1990 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

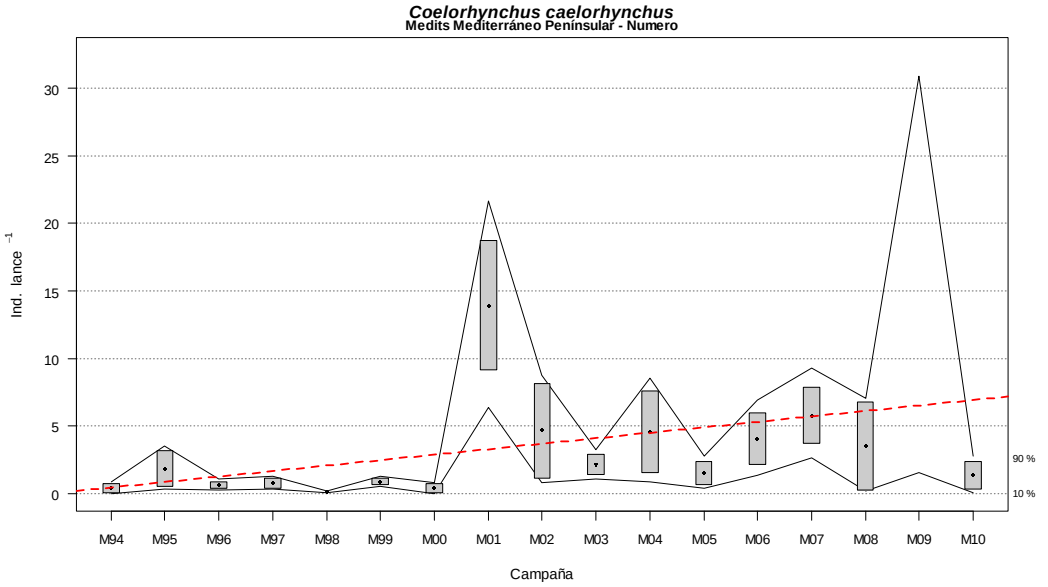


Figura 92. Evolución de la abundancia de *Coelorhynchus coelorhynchus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

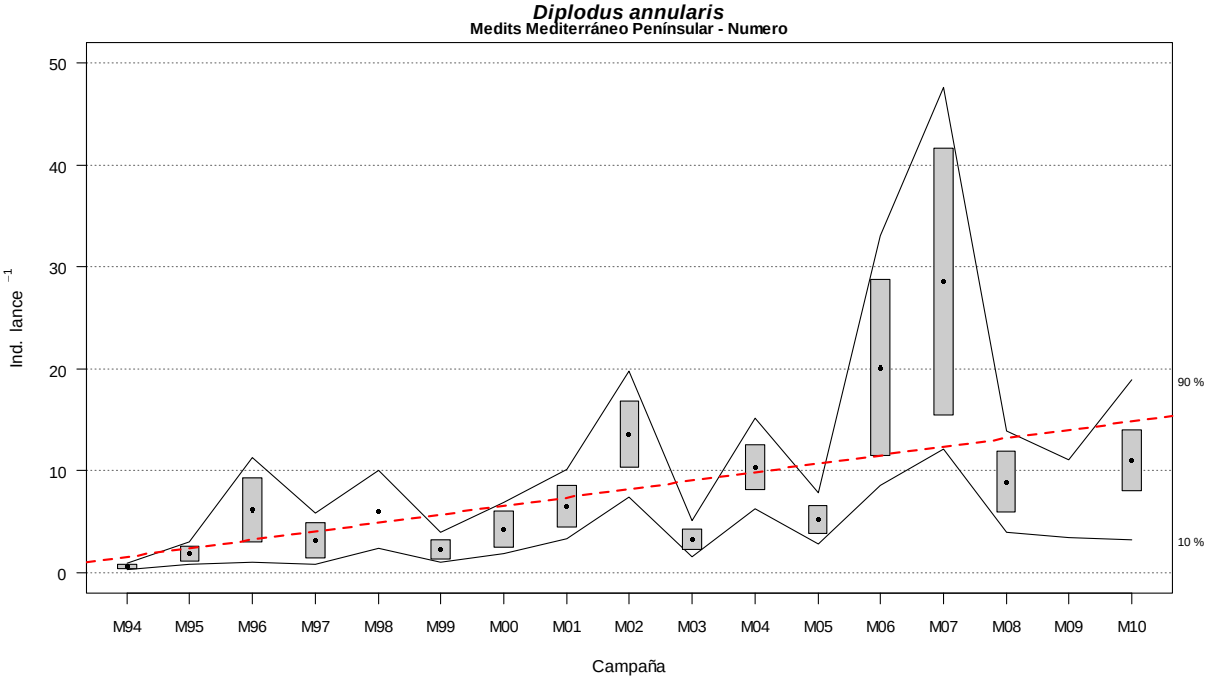


Figura 93. **Evolución de la abundancia de *Diplodus annularis* entre los años 1990 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

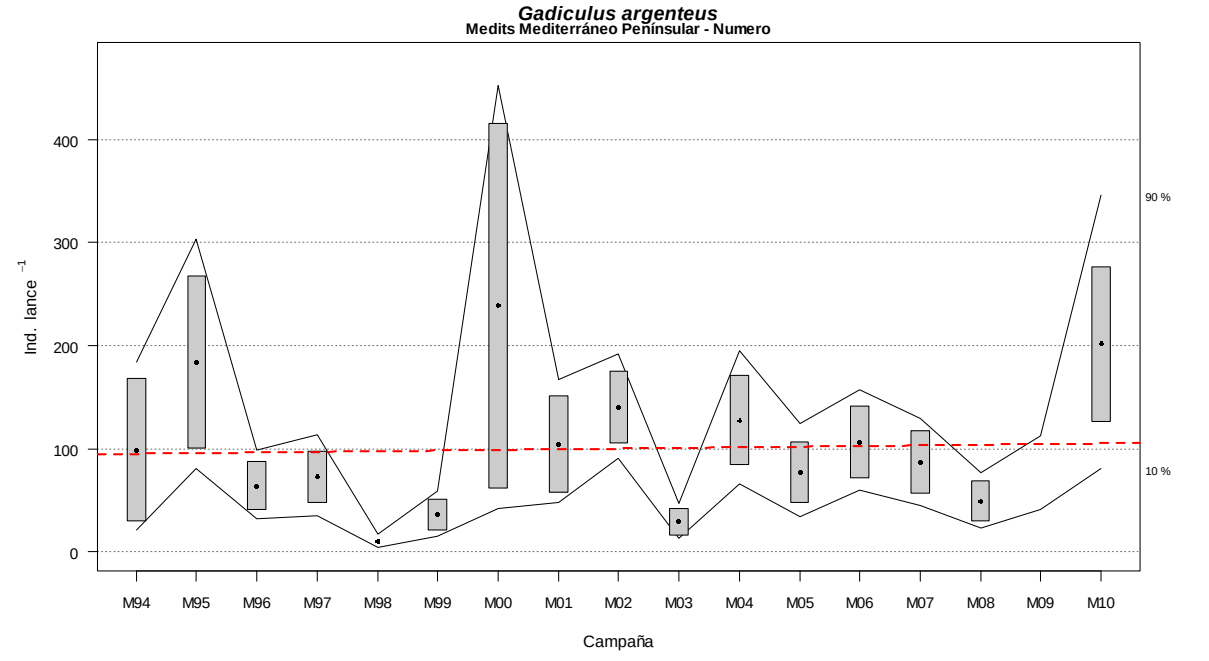


Figura 94. **Evolución de la abundancia de *Gadiculus argenteus* entre los años 1990 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

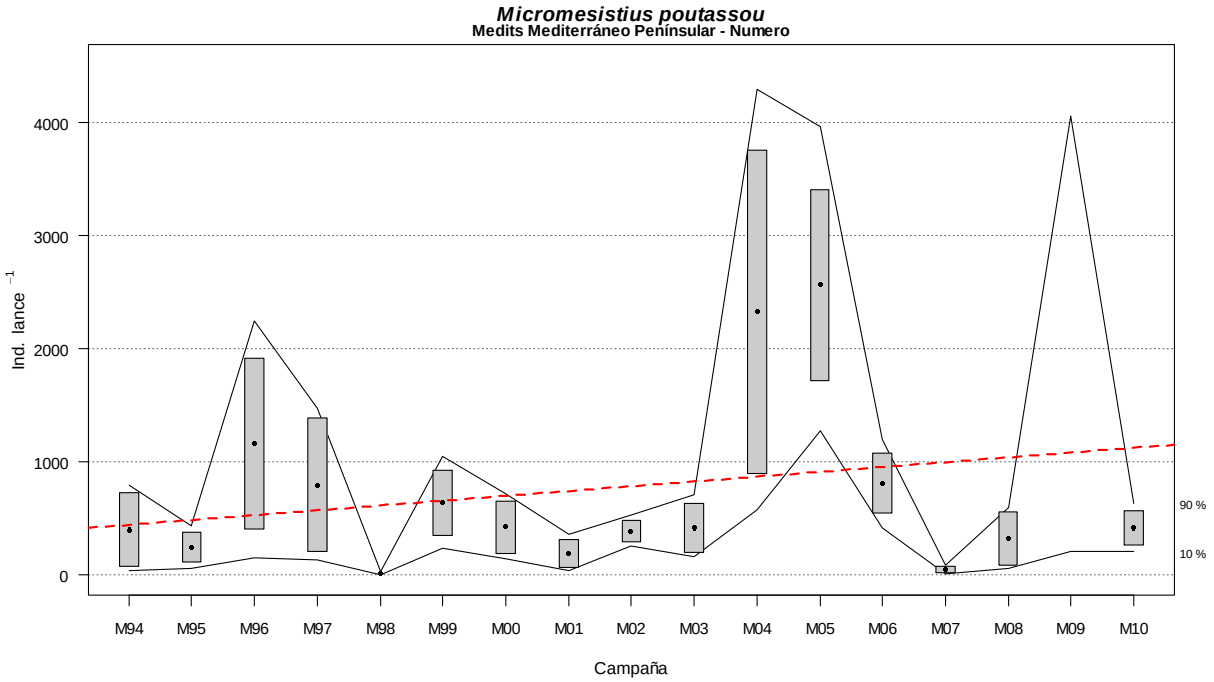


Figura 95. **Evolución de la abundancia de *Micromesistius poutassou* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

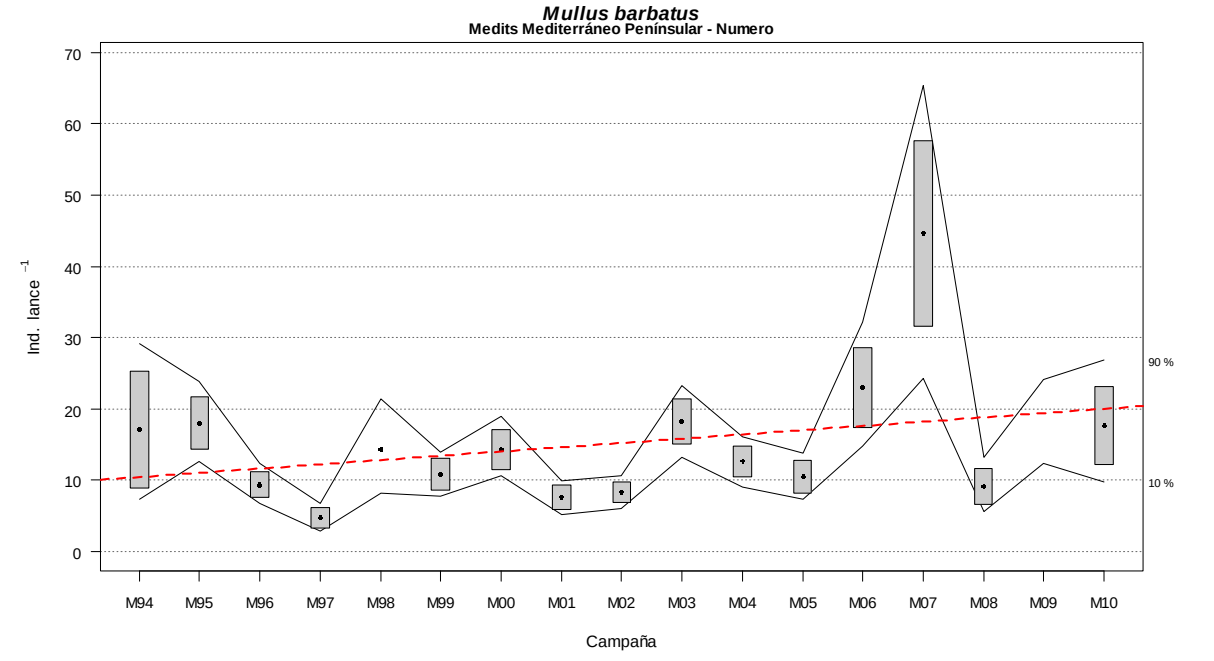


Figura 96 **Evolución de la abundancia de *Mullus barbatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

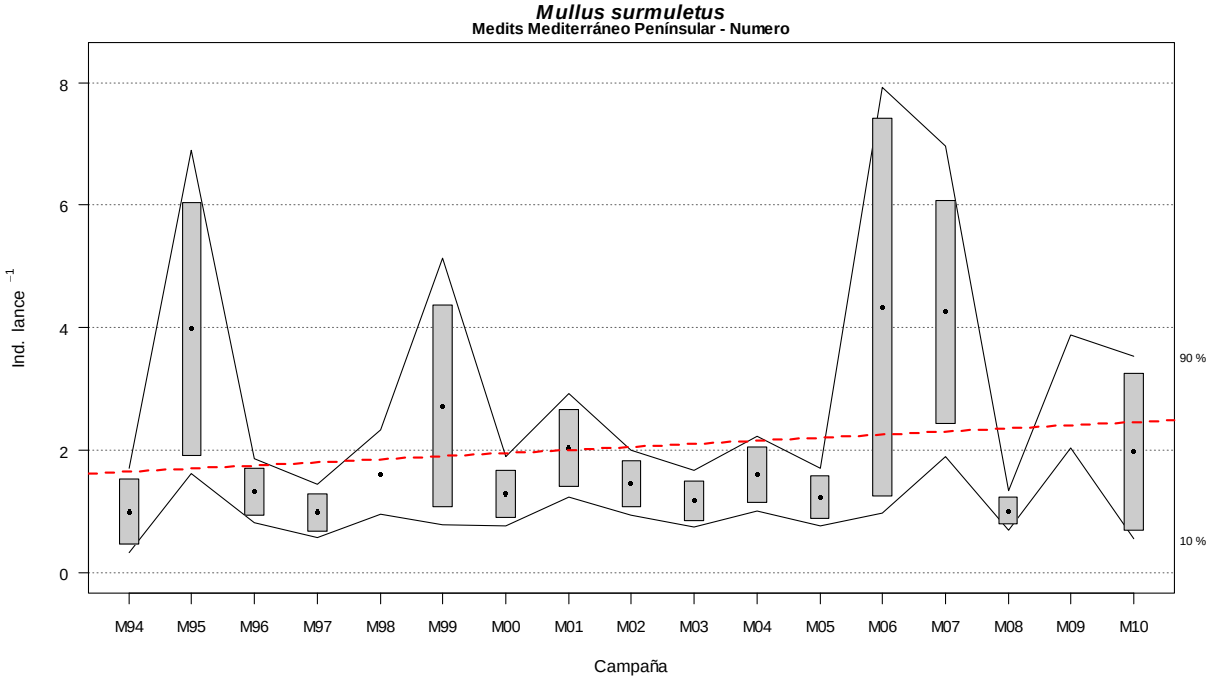


Figura 97 **Evolución de la abundancia de *Mullus surmuletus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

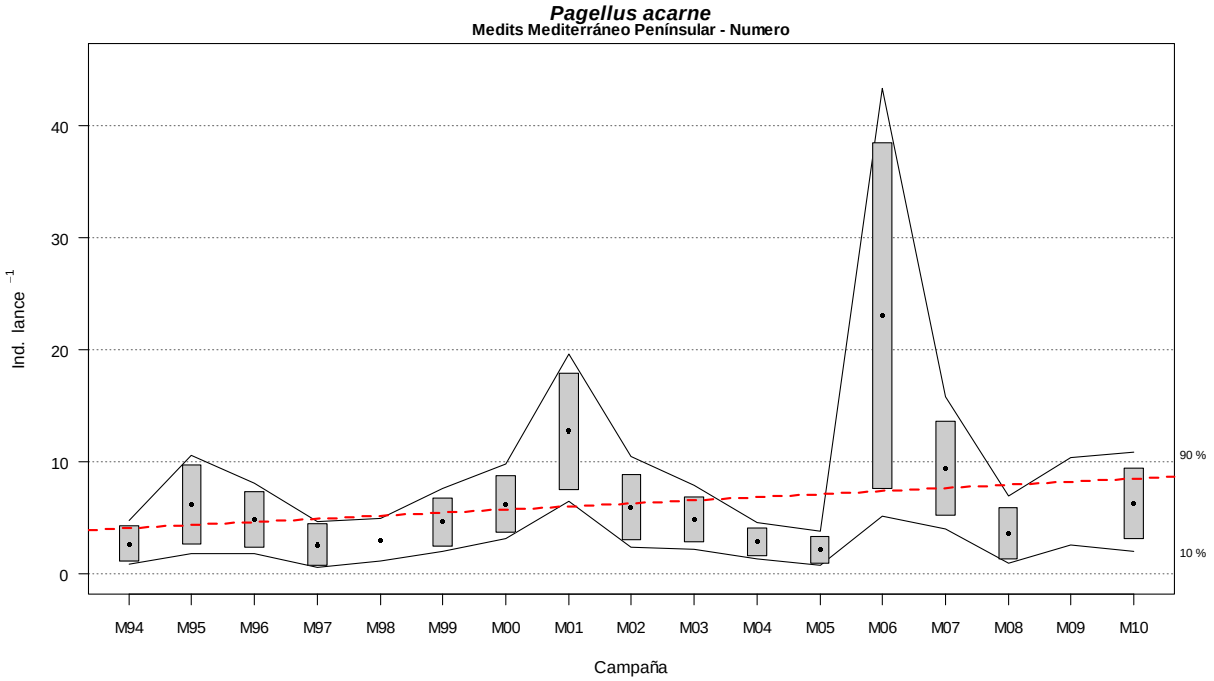


Figura 98. **Evolución de la abundancia de *Pagellus acarne* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

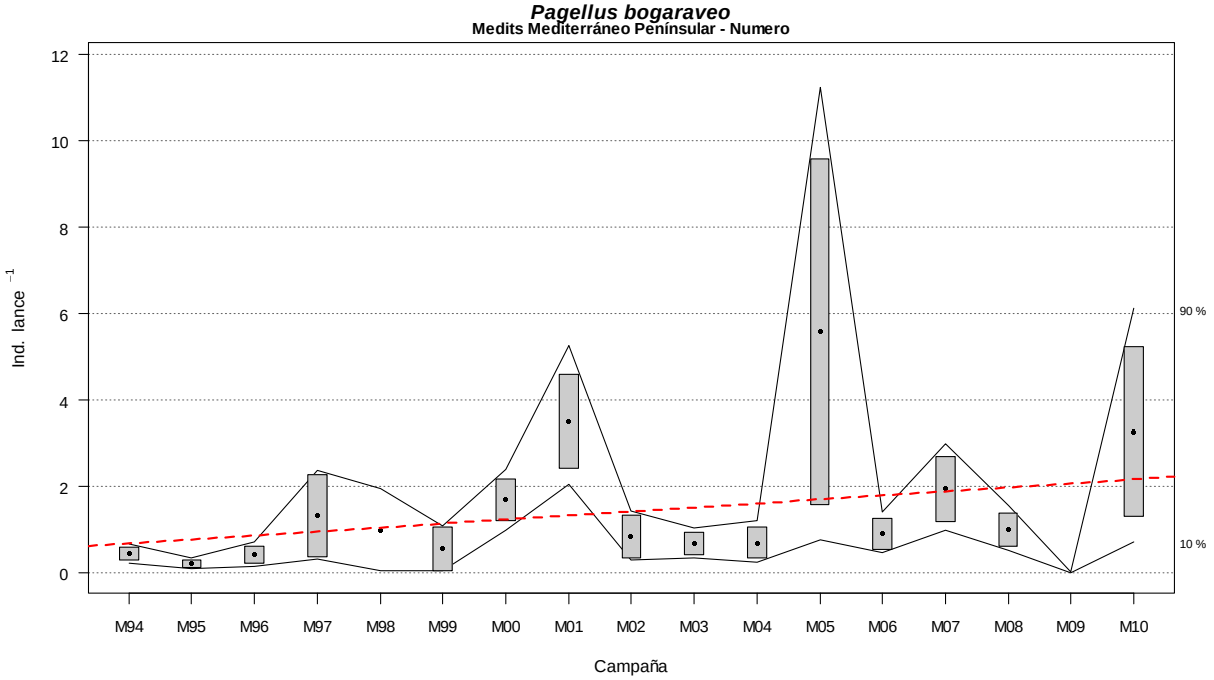


Figura 99. **Evolución de la abundancia de *Pagellus bogaraveo* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

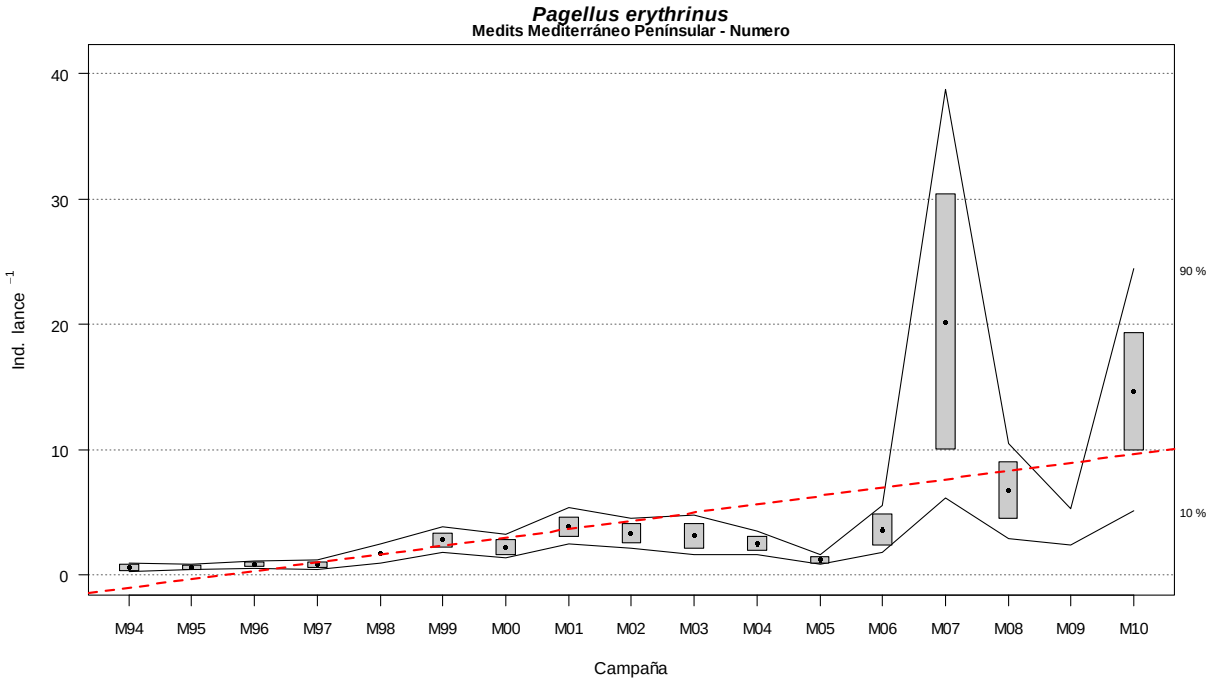


Figura 100. **Evolución de la abundancia de *Pagellus erythrinus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de**

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

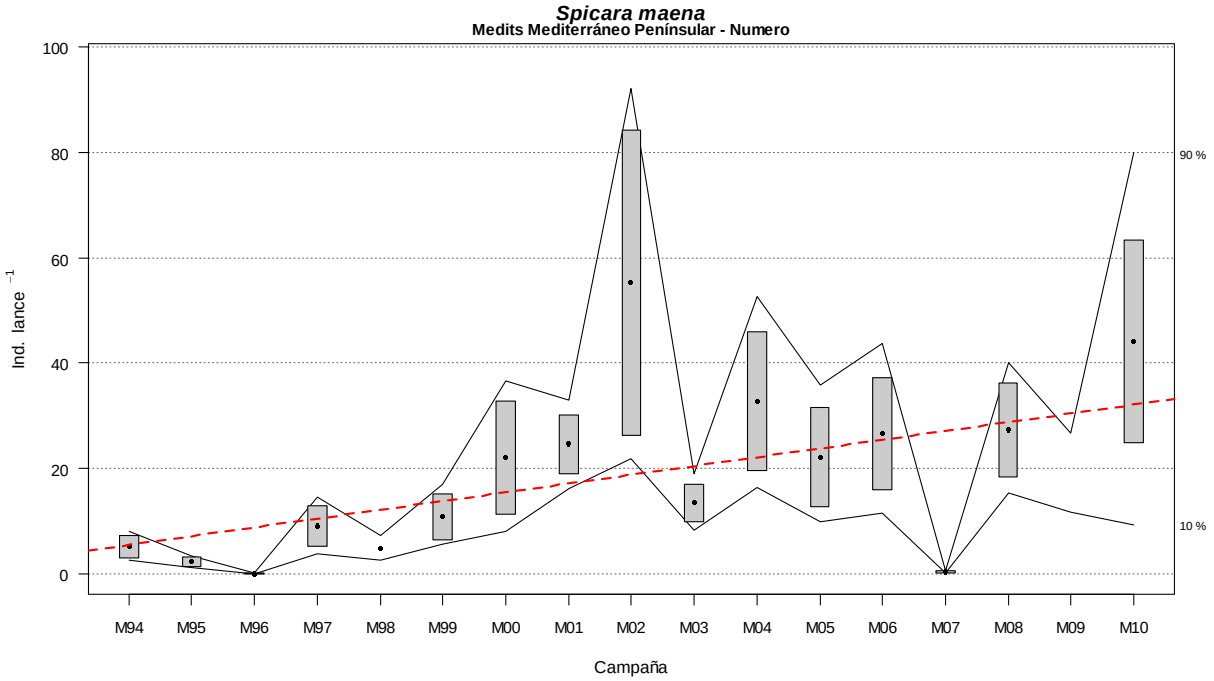


Figura 101. Evolución de la abundancia de *Spicara maena* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

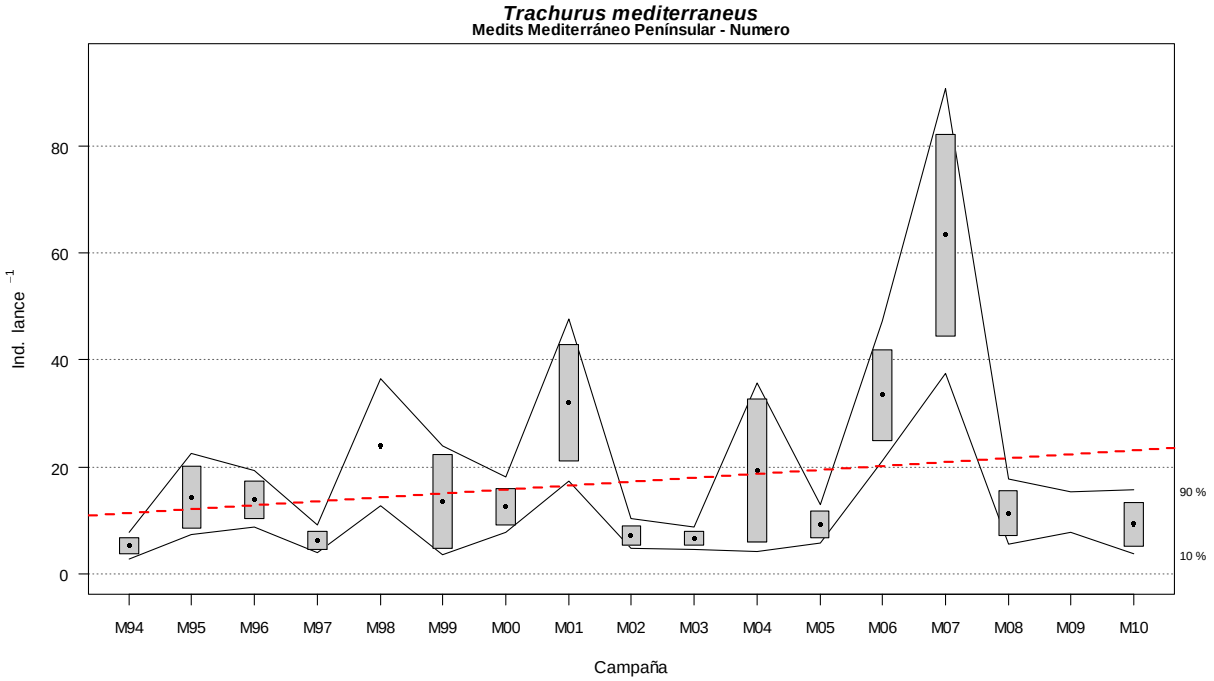


Figura 102 Evolución de la abundancia de *Trachurus mediterraneus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

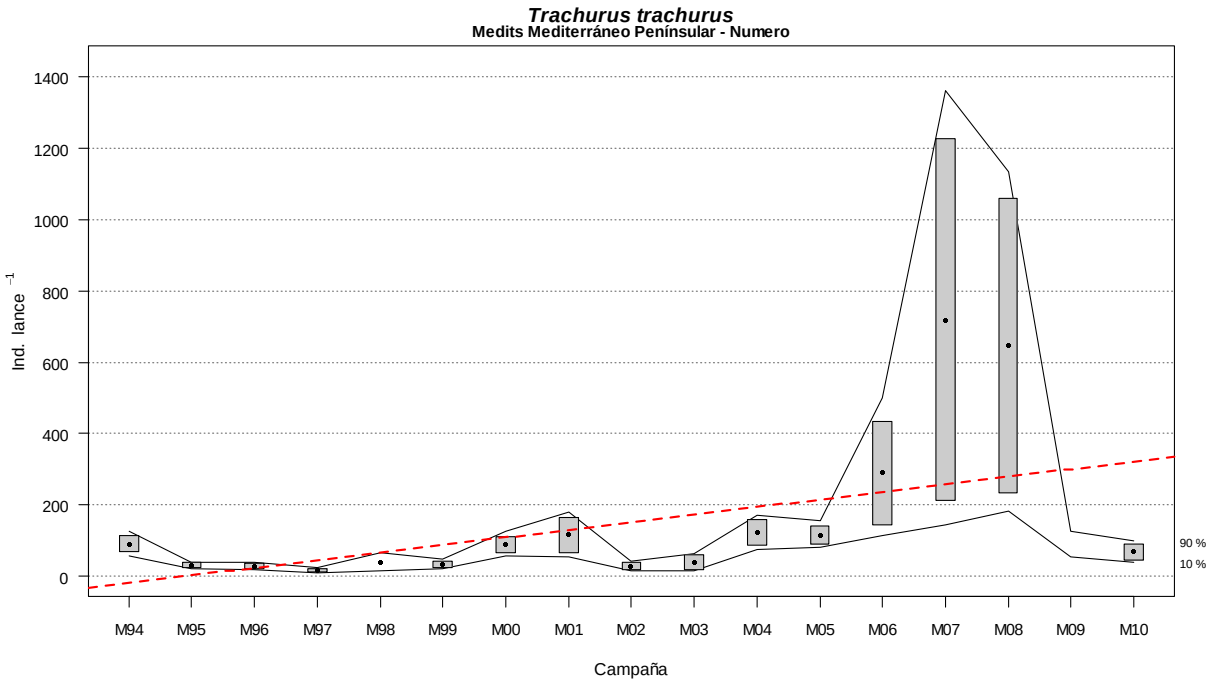


Figura 103 Evolución de la abundancia de *Trachurus trachurus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

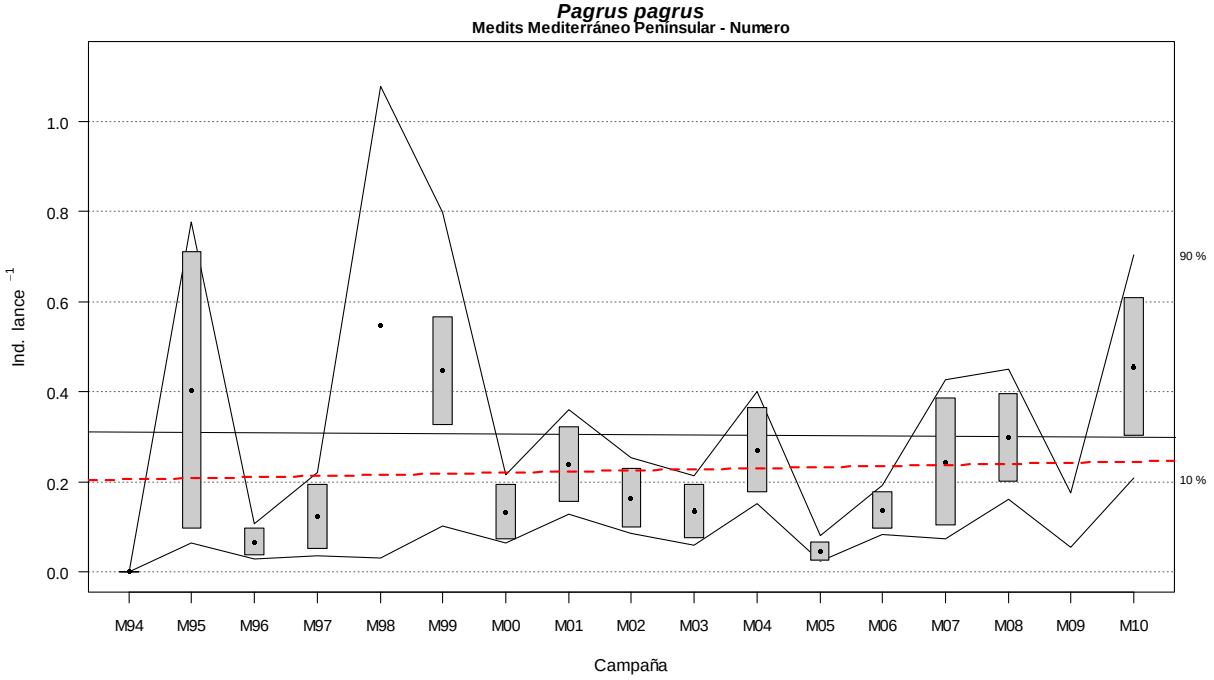


Figura 104. **Evolución de la abundancia de *Pagrus pagrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

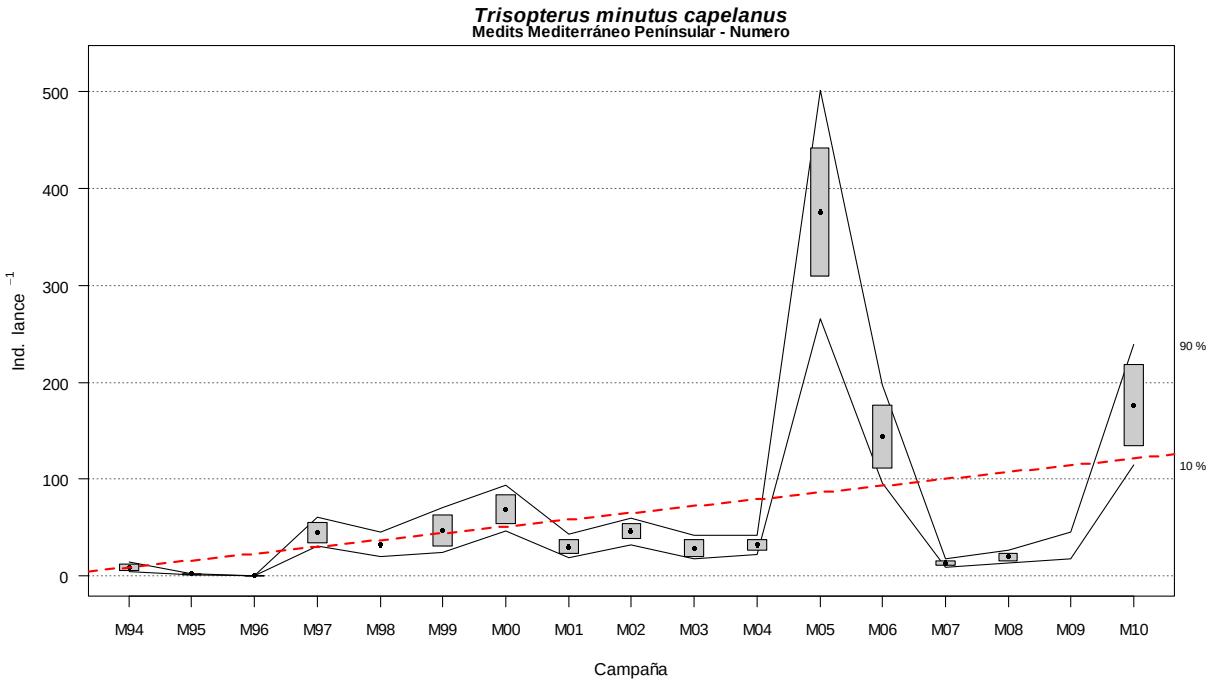


Figura 105. **Evolución de la abundancia de *Trisopterus minutus capelanus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

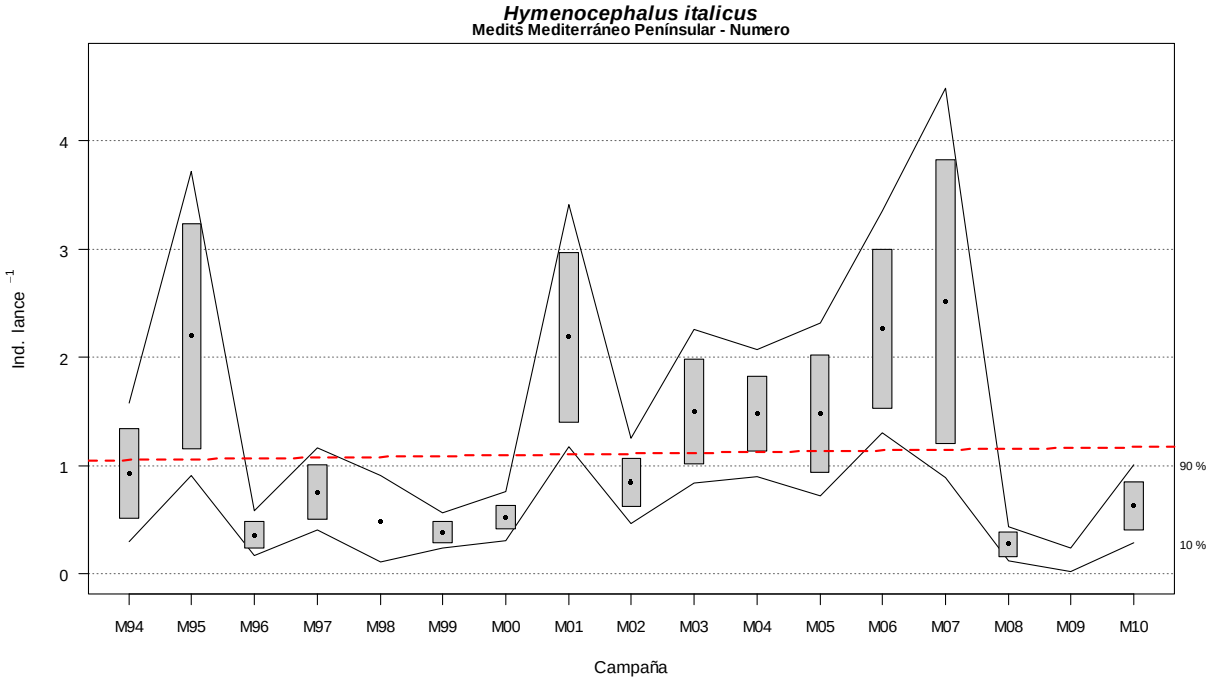


Figura 106. **Evolución de la abundancia de *Hymenocephalus italicus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

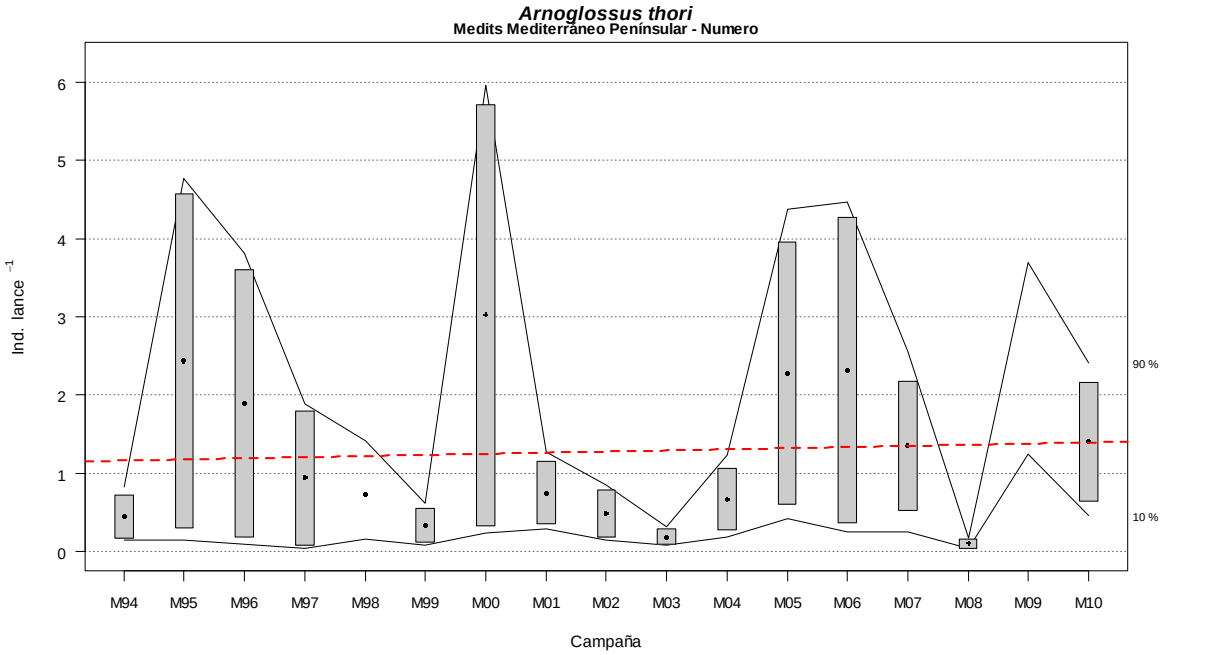


Figura 107. **Evolución de la abundancia de *Arnoglossus thori* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza**

calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Especies oportunistas que no cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia.

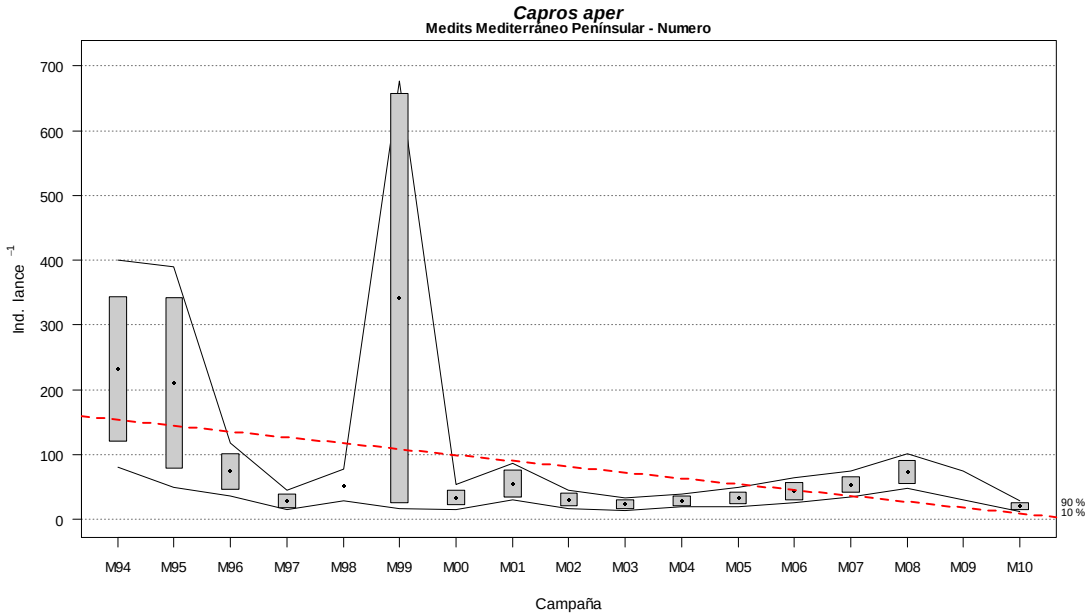


Figura 108. **Evolución de la abundancia de *Capros aper* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

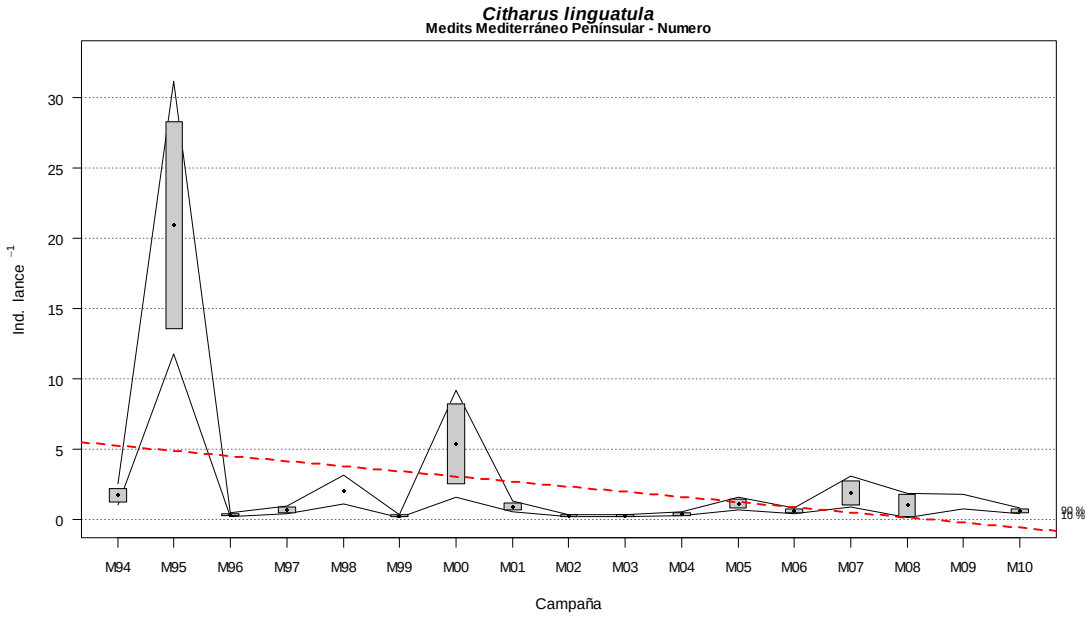


Figura 109. **Evolución de la abundancia de *Citharus linguatula* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de**

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

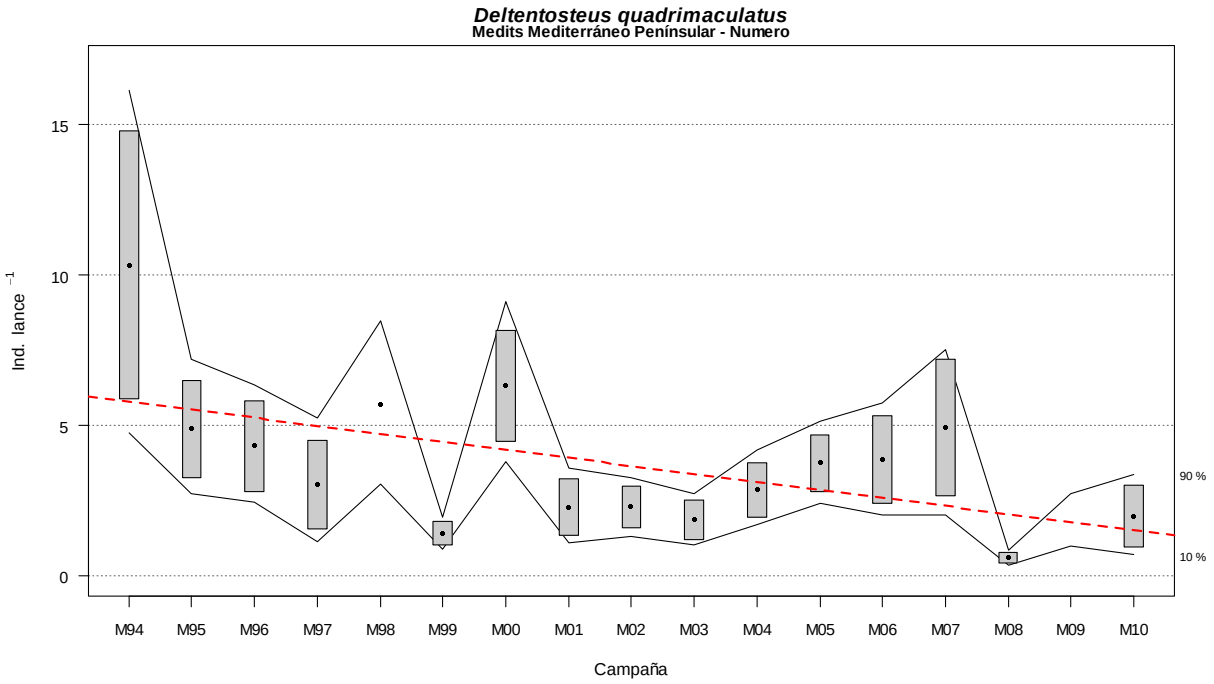


Figura 110. **Evolución de la abundancia de *Deltentosteus quadrimaculatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

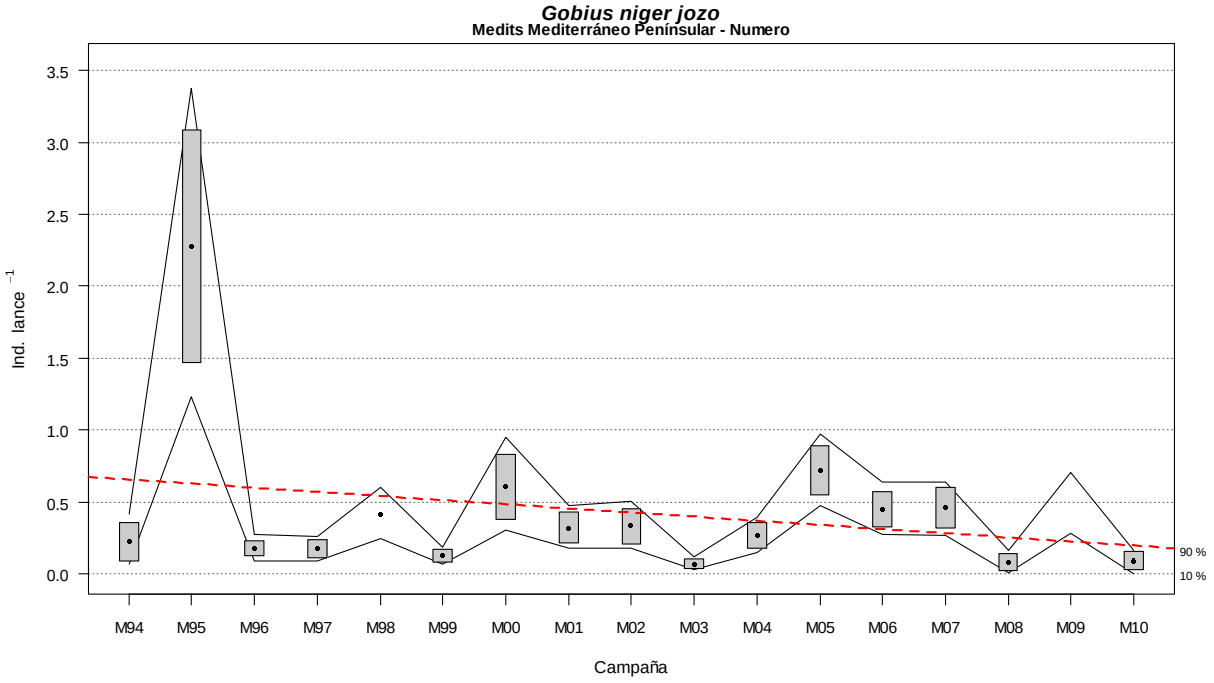


Figura 111. **Evolución de la abundancia de *Gobius niger jozo* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

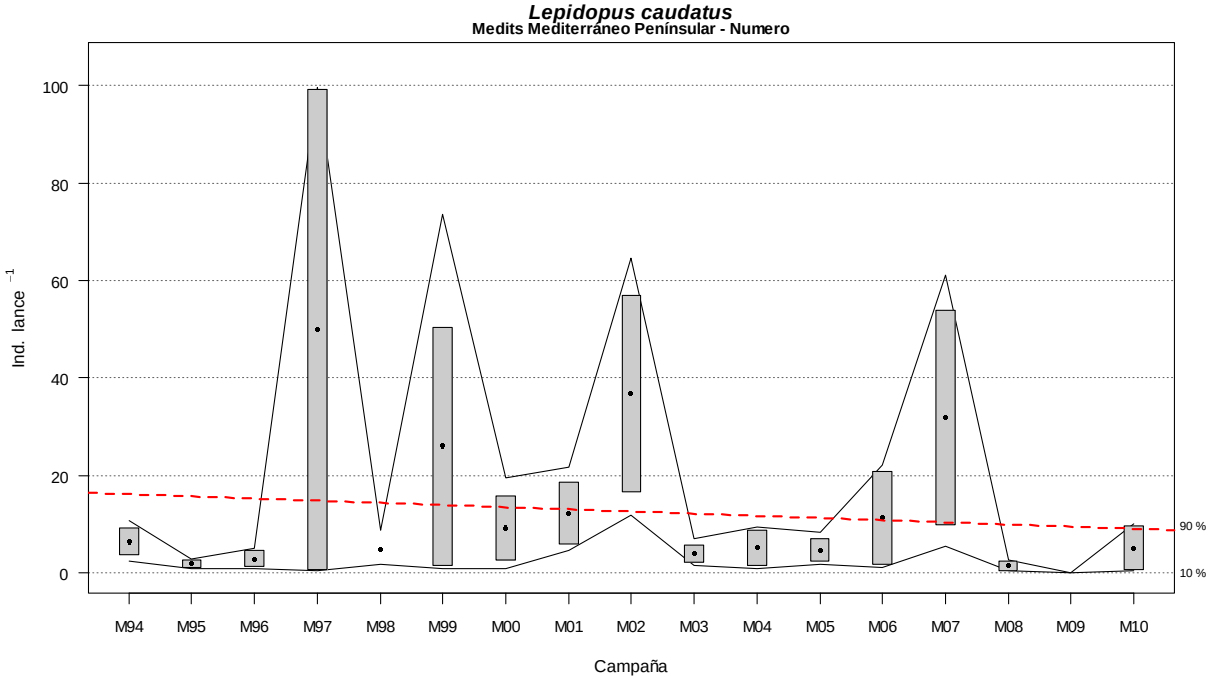


Figura 112. **Evolución de la abundancia de *Lepidopus caudatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

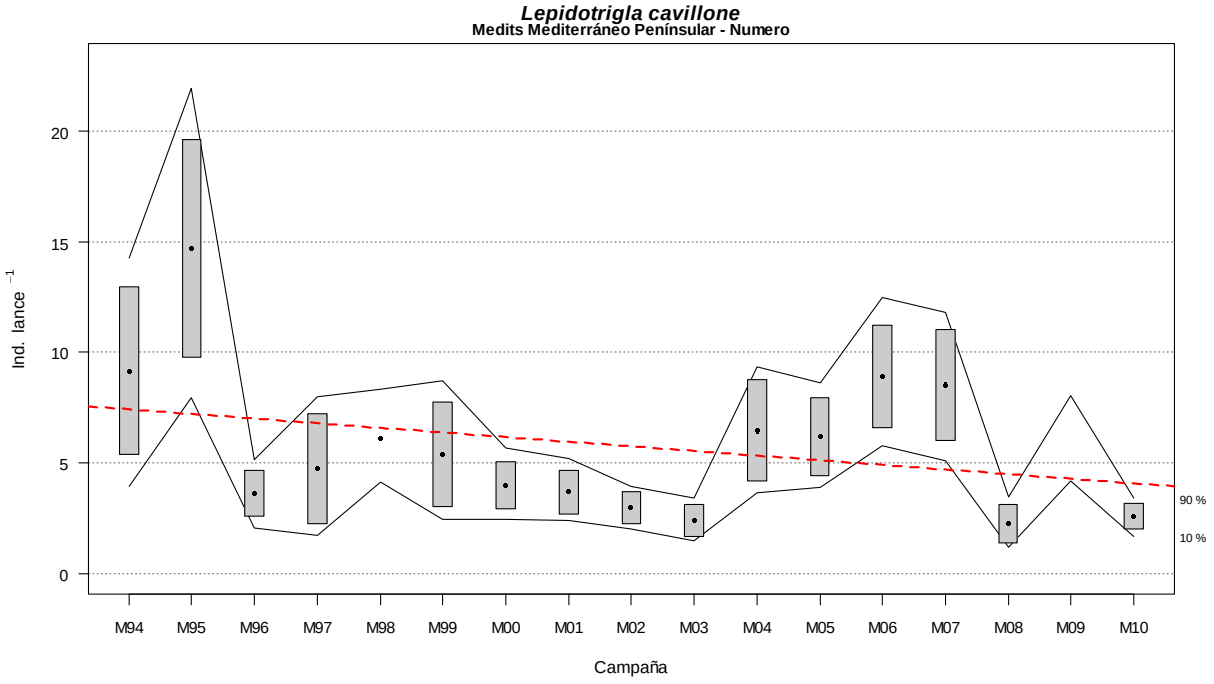


Figura 113 **Evolución de la abundancia de *Lepidotrigla cavillone* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

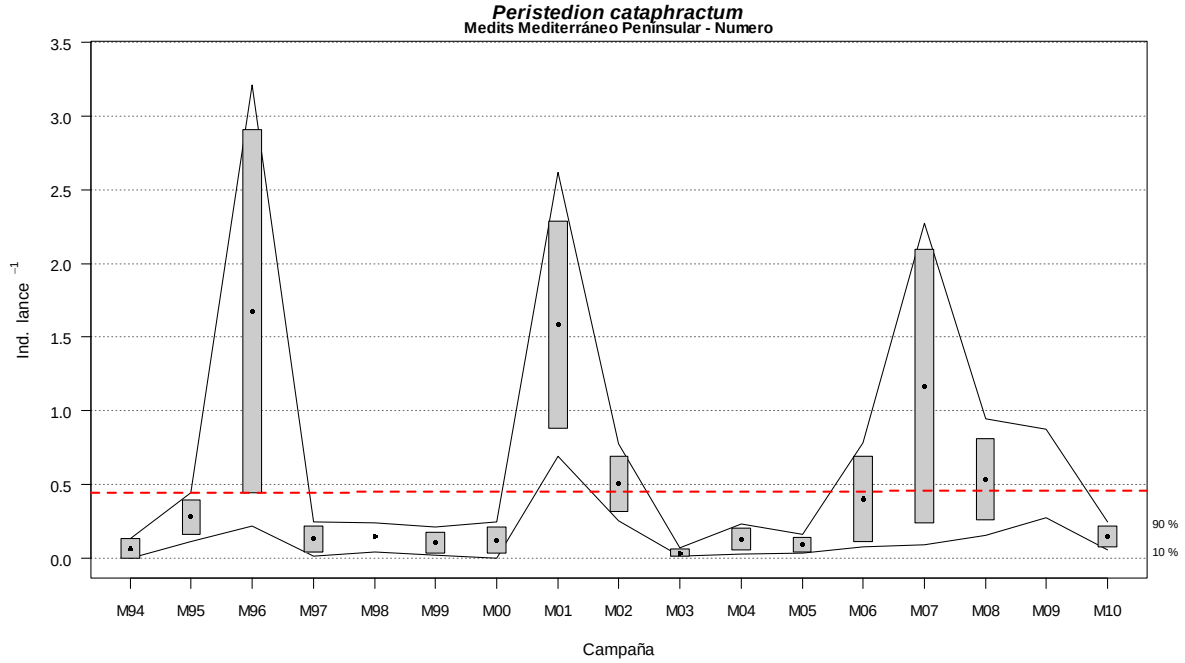


Figura 114. **Evolución de la abundancia de *Peristedion cataphractum* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

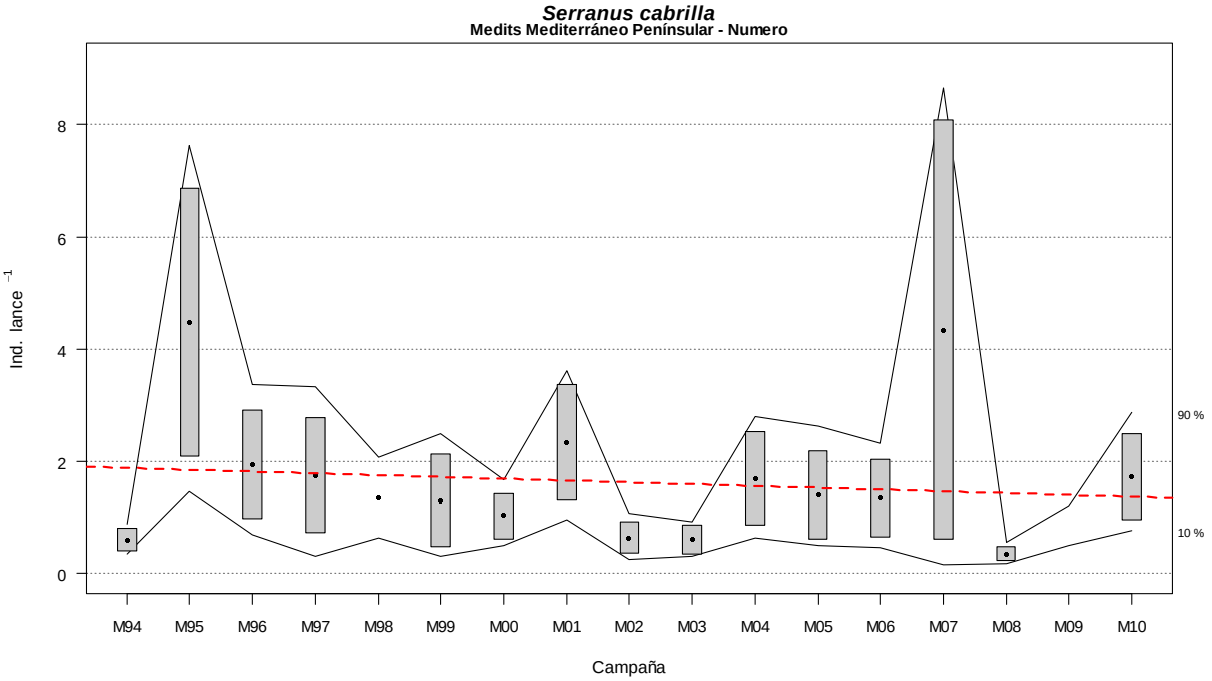


Figura 115 **Evolución de la abundancia de *Serranus cabrilla* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

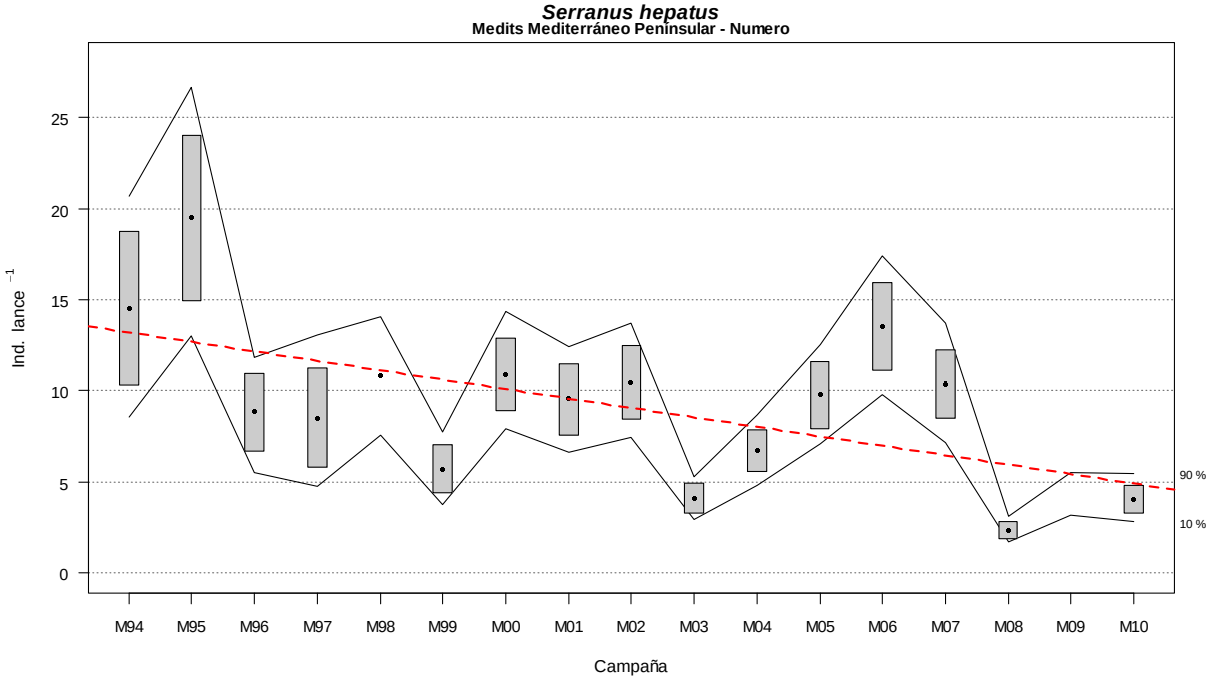


Figura 116. **Evolución de la abundancia de *Serranus hepatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

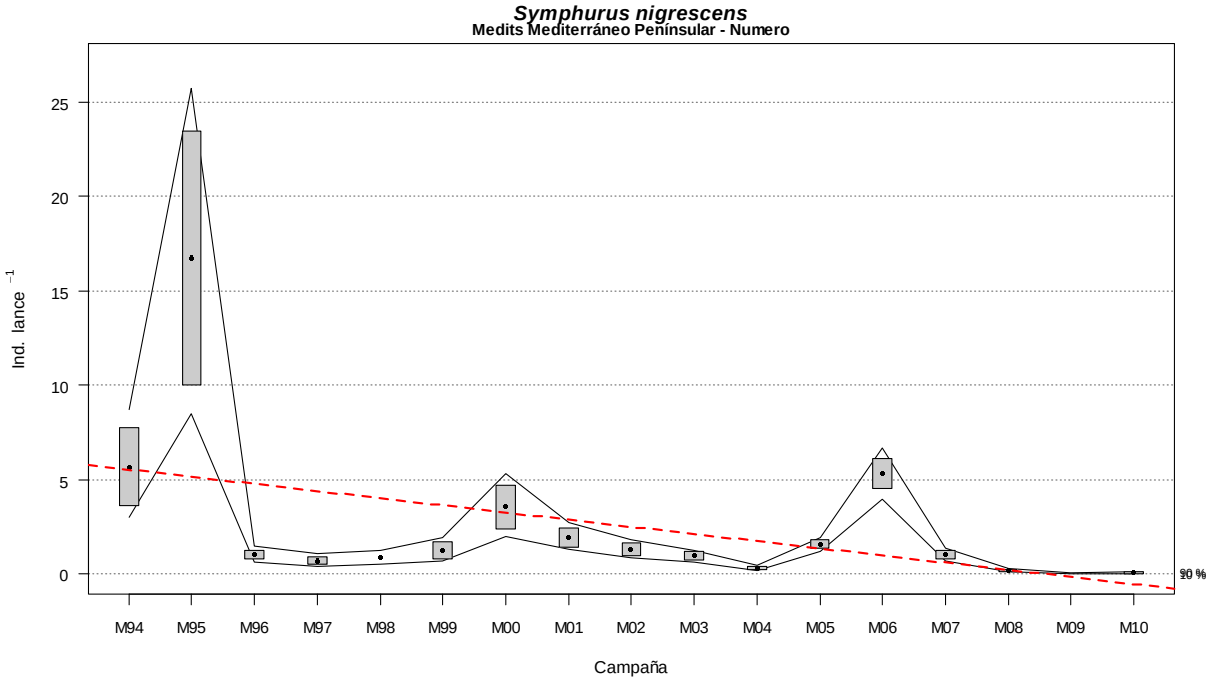


Figura 117. **Evolución de la abundancia de *Symphurus nigrescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

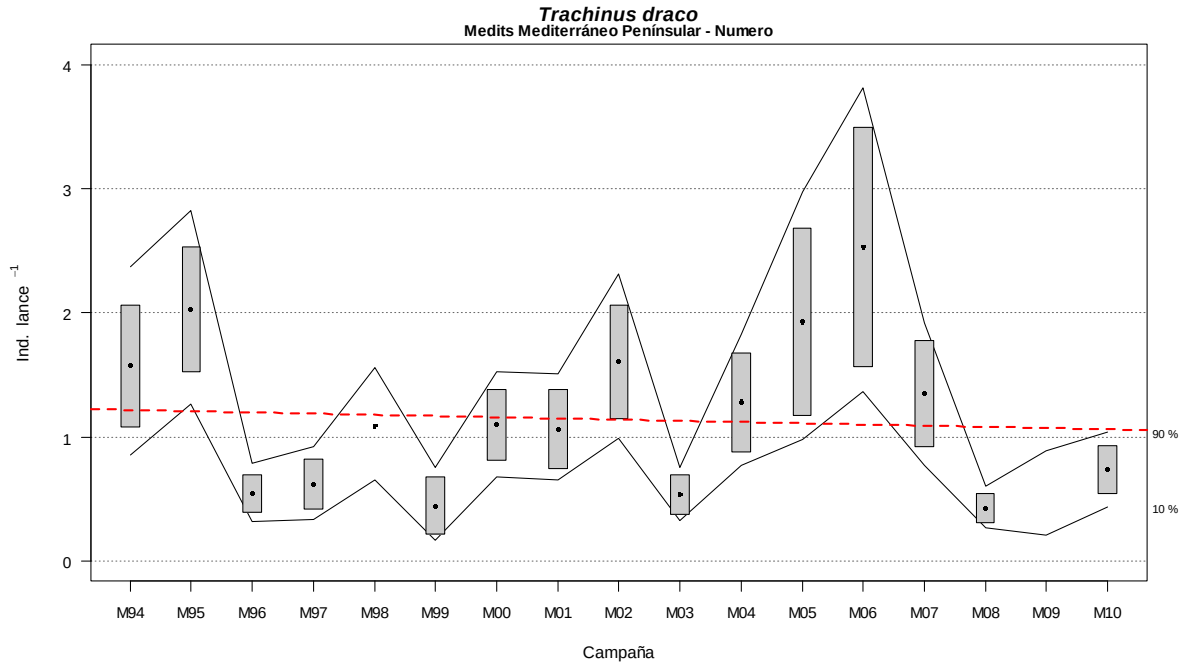


Figura 118. **Evolución de la abundancia de *Trachinus draco* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

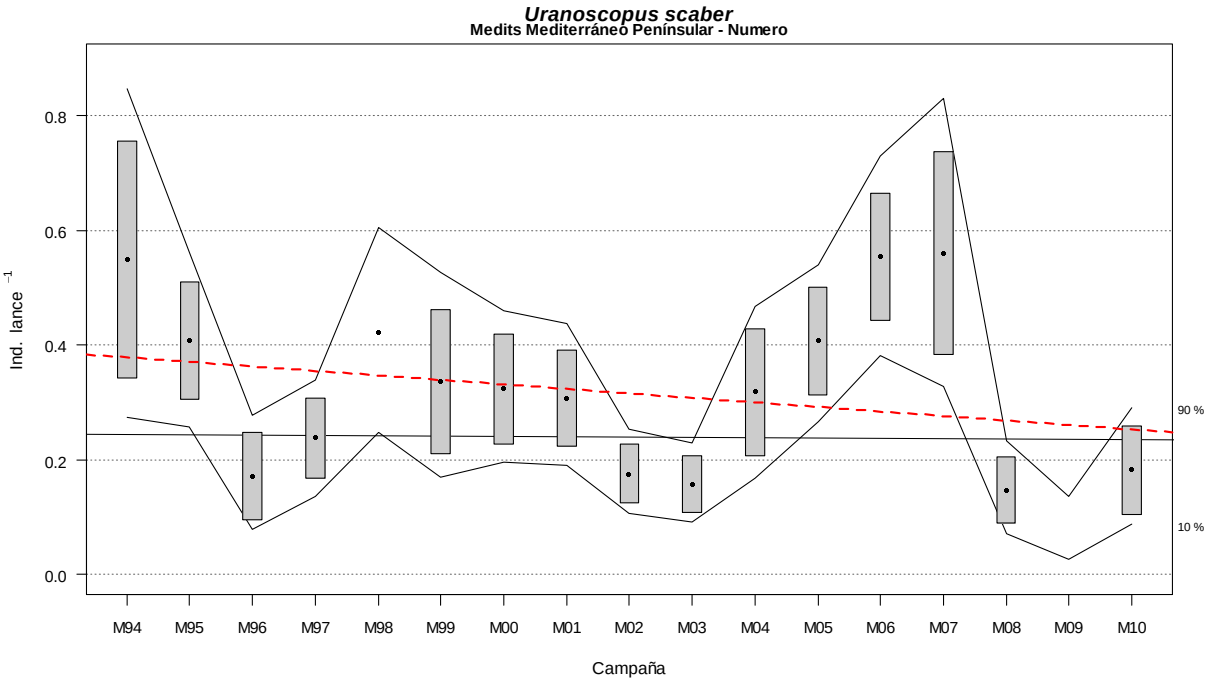


Figura 119. **Evolución de la abundancia de *Uranoscopus scaber* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de**

confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

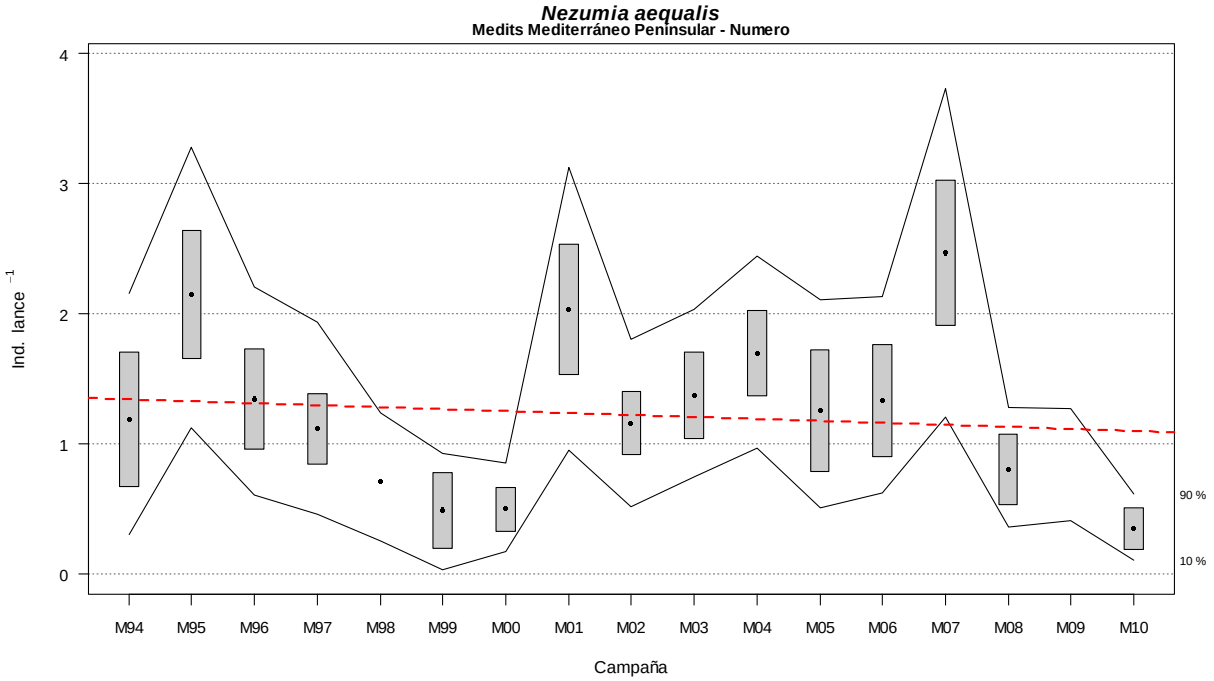


Figura 120. **Evolución de la abundancia de *Nezumia aequalis* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

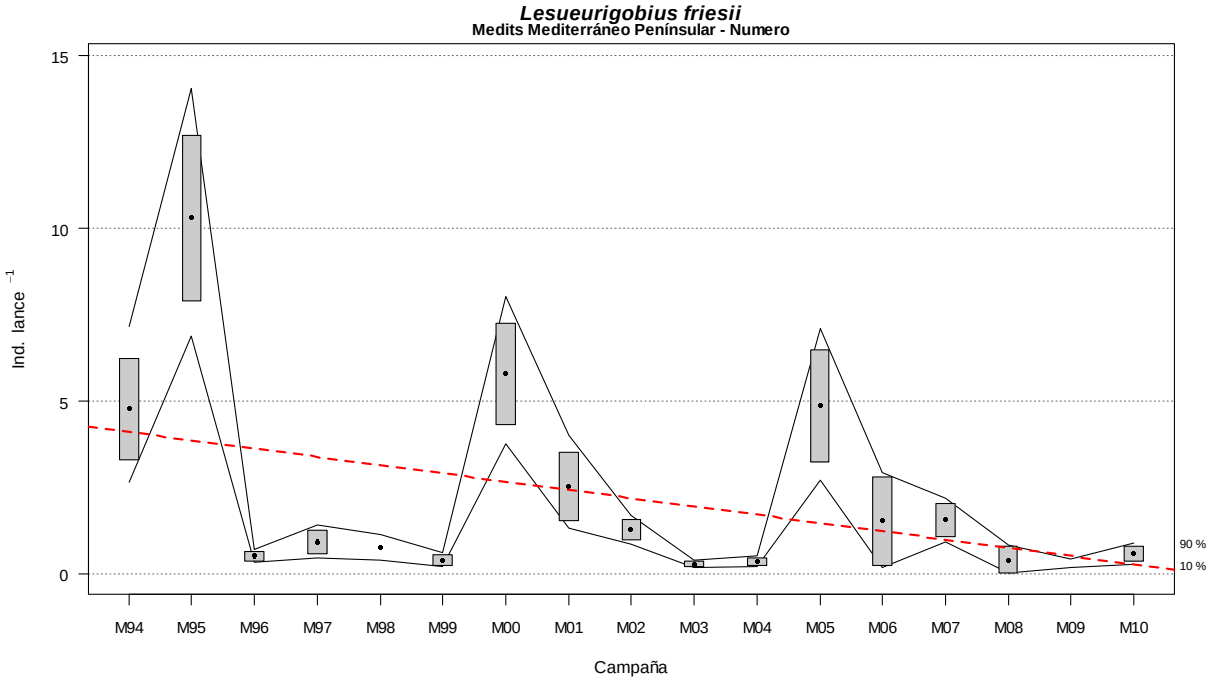


Figura 121. **Evolución de la abundancia de *Lesueurigobius friesii* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

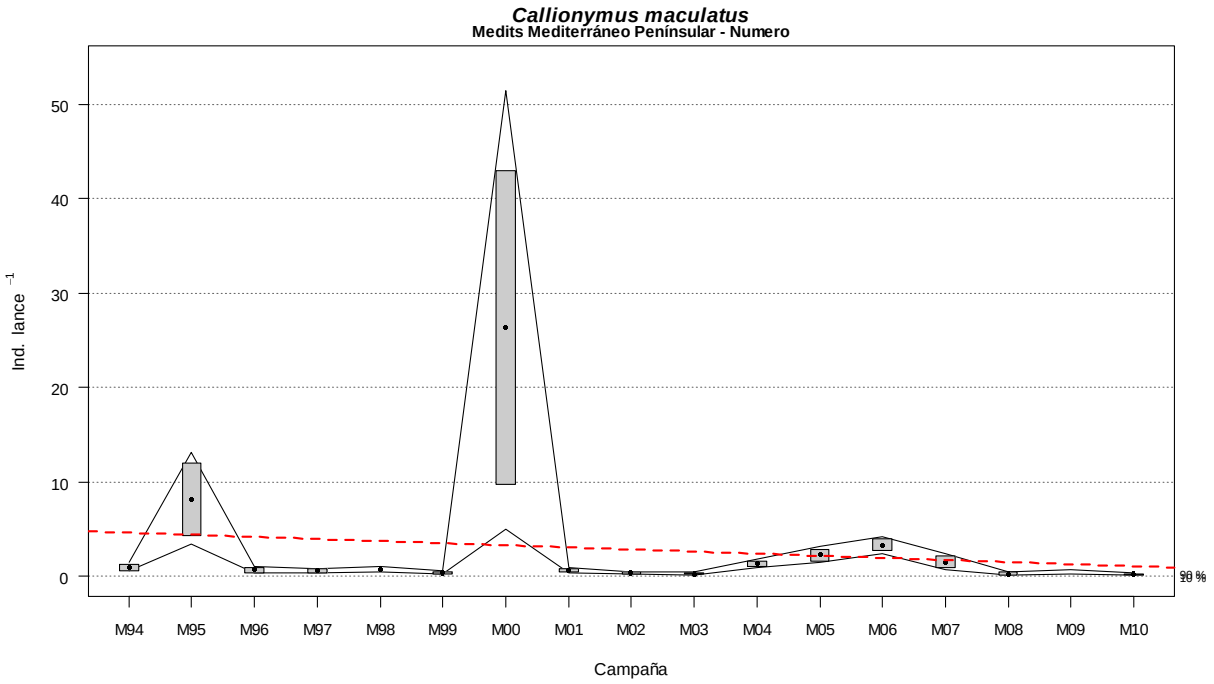


Figura 122. **Evolución de la abundancia de *Callionymus maculatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

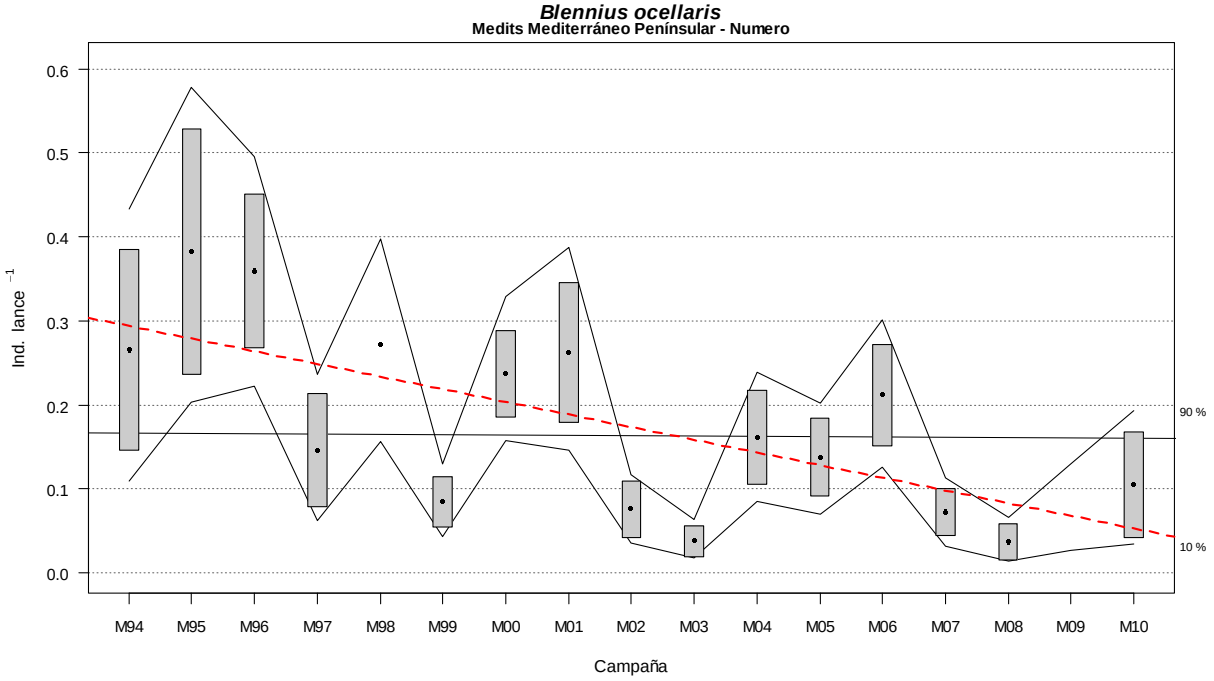


Figura 123. **Evolución de la abundancia de *Blennius ocellaris* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

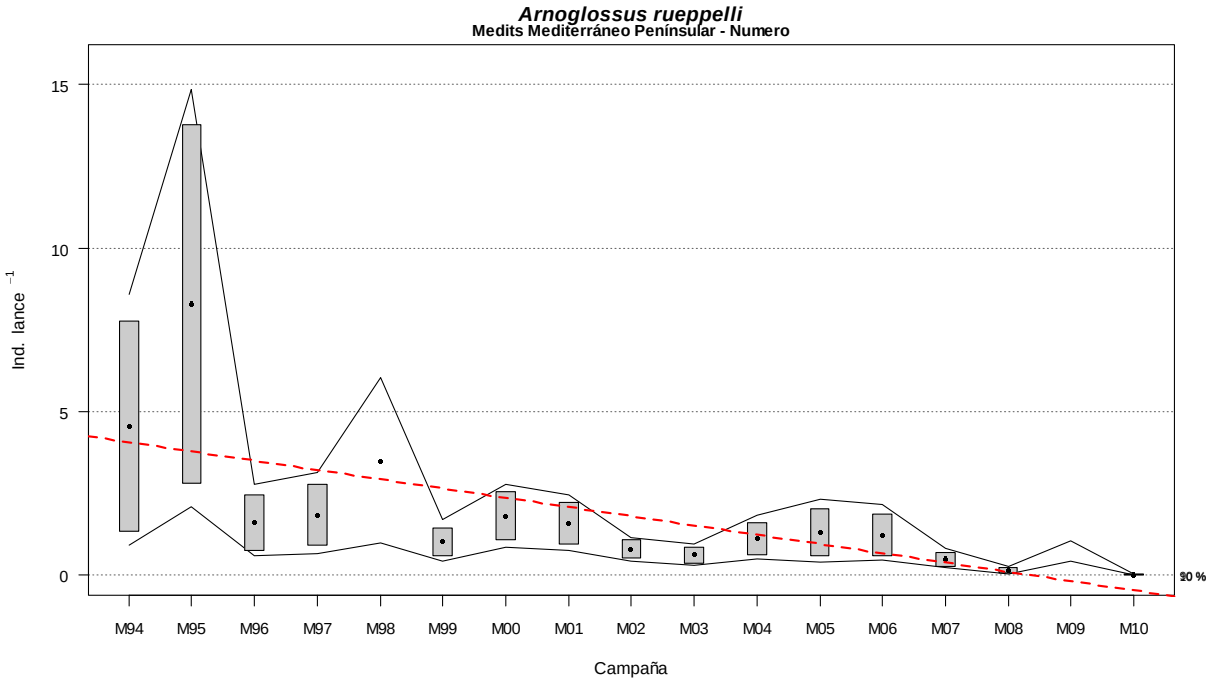


Figura 124. **Evolución de la abundancia de *Arnoglossus rueppelli* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

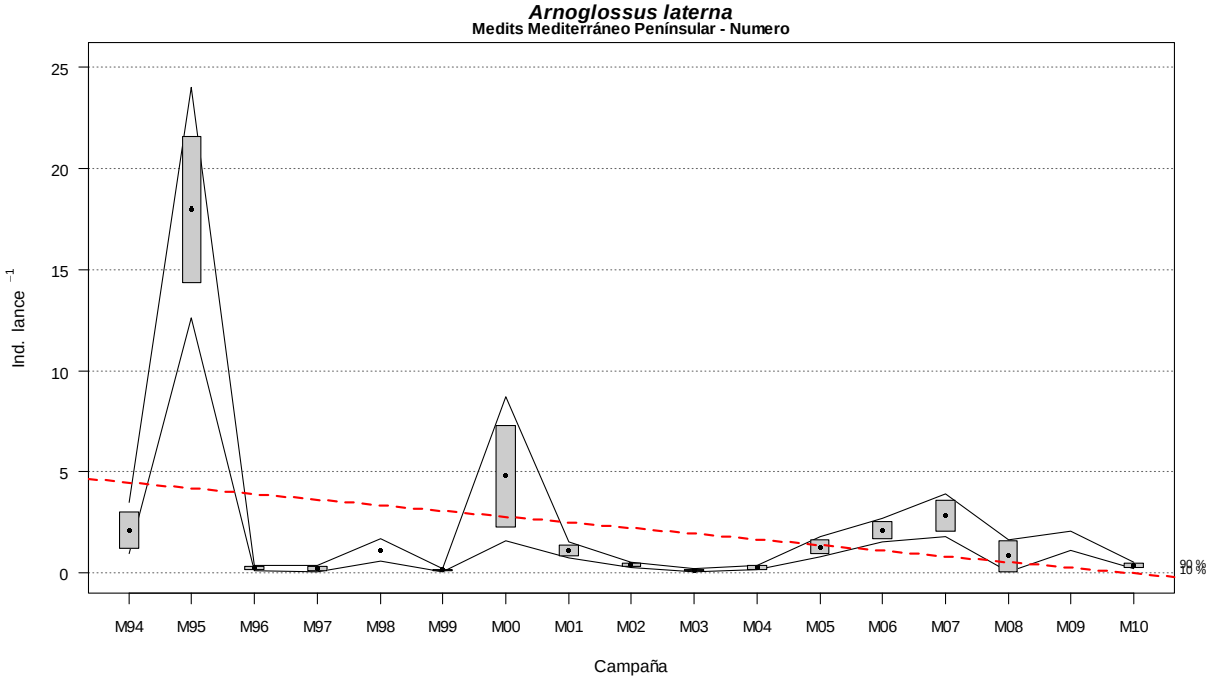


Figura 125. **Evolución de la abundancia de *Arnoglossus laterna* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

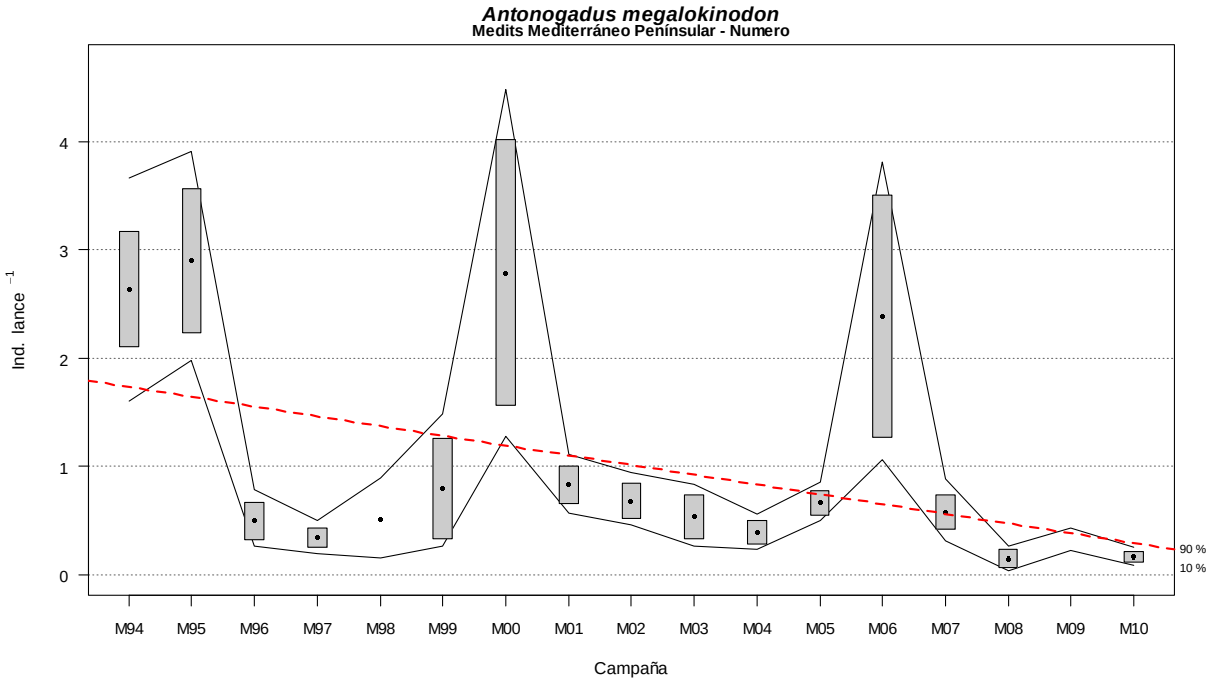


Figura 126. **Evolución de la abundancia de *Antonogadus megalokinodon* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

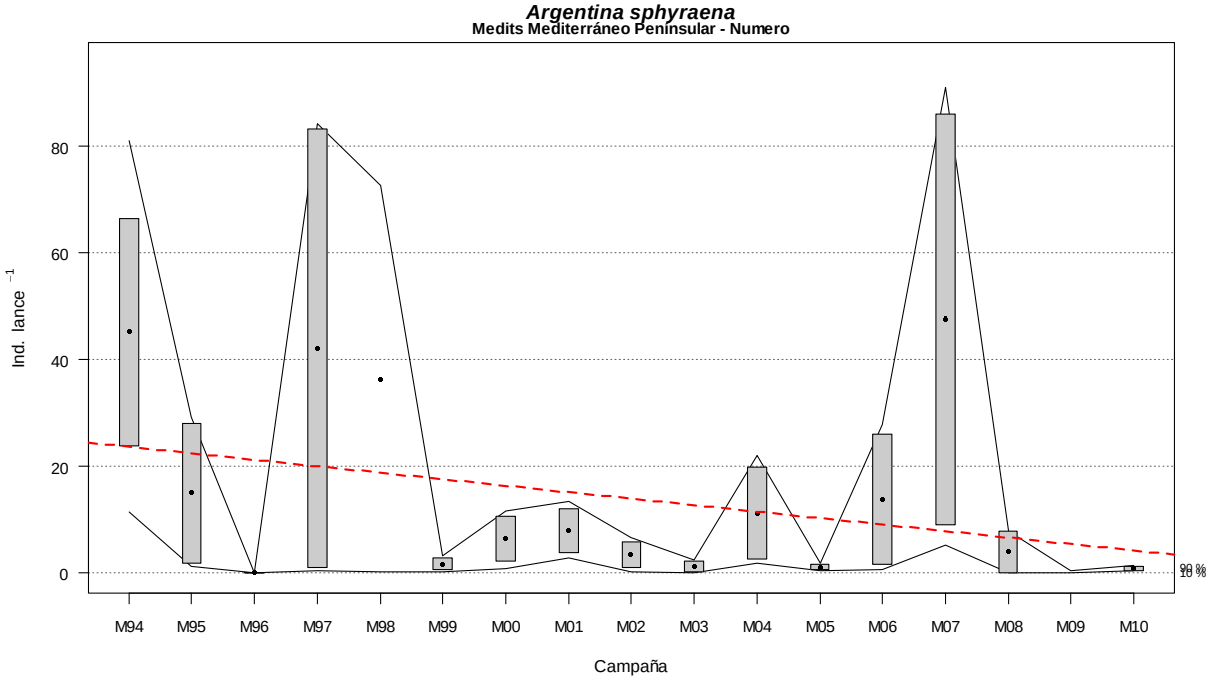


Figura 127. **Evolución de la abundancia de *Argentina sphyraena* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.**

ANEXO IV. Fichas de Hábitats

Praderas de *Zostera noltii*

Código EUNIS: A.5.- Sedimentos sublitorales – A.5.5. Sedimentos sub-litorales dominados por macrófitos – A.5.53 Praderas de angiospermas marinas sublitorales – A5.5332 Praderas Mediterráneas de *Zostera noltii* / A5. 545 Praderas de *Zostera* en sedimentos infralitorales de salinidad reducida

DESCRIPCIÓN GENERAL

Zostera noltii Hornemann es la especie de angiospermas marinas de menor porte de la demarcación Levantino-Balear. Su morfología básica consiste en un rizoma horizontal de unos 2 mm de diámetro sin ramificaciones de crecimiento vertical. En los haces se agrupan 4-5 hojas de hasta 30 cm de largo y 0,5-1,5 mm de ancho, aunque su plasticidad morfológica es muy grande y muy relacionada con su posición en el gradiente batimétrico.

En praderas monoespecíficas el estrato foliar puede alcanzar elevadas biomasas (260 g peso seco por m^2 y año) y densidad de haces (hasta 10.000 haces/m^2) en la época estival, en que su ciclo productivo alcanza valores máximos. De acuerdo con el comportamiento de una planta anual, toda esta biomasa de hojas y rizomas se reduce a unos mínimos en invierno y los pequeños fragmentos de rizoma que sobreviven a este periodo se regeneran y ramifican originando nuevas manchas que van aumentando su tamaño y uniéndose para formar una nueva pradera. A pesar de carecer de crecimiento vertical, en muchas zonas puede formar con el tiempo estructuras de accrección vertical que son importantes acúmulos de materia orgánica y sedimentos que son atrapados por el estrato foliar. Por tanto sus formaciones pueden tener importante influencia sobre las características sedimentológicas, hidrológicas y geoquímicas locales.

Respecto a su ecología, sus requerimientos ambientales son fundamentalmente ambientes someros bien iluminados entre 0 y 5 metros de profundidad y con sedimentos enfangados o arenas finas con un alto contenido en materia orgánica. Son normalmente ambientes resguardados del oleaje como calas o partes resguardadas de bahías entre la línea de costa y arrecifes barrera de *P. oceanica*. Esto explica en gran medida el patrón de distribución altamente disperso de sus poblaciones a lo largo de la costa, aunque este patrón puede ser exacerbado por fragmentación causada a impactos antró`picos en algunas localidades y regiones.

En el Mediterráneo de la demarcación levantino-balear se puede encontrar como praderas monoespecíficas que forman incluso una pequeña mata o terraza (p.e. Mazarrón, Murcia), pero es más frecuente encontrarla formando praderas mixtas con *C. nodosa*. Esta especie no solo se encuentra en ambientes marinos, sino también es muy abundante en lagunas costeras y especialmente en sitios con salinidad y turbidez muy fluctuante y también con influencia de agua dulce. De hecho, se ha comprobado que la tolerancia de esta especie a la hiposalinidad es mucho más alta que la mostrada por *C. nodosa*. Otra especie con la que se observa formando praderas mixtas es *Ruppia* spp, precisamente en ciertos enclaves muy someros de ambientes lagunares (p.e. Mar Menor). Sus variaciones en abundancia y extensión se han visto muy relacionadas con variaciones interanuales de la salinidad relacionadas con la mayor o menor influencia de aguas de escorrentía del medio terrestre adyacente.

DISTRIBUCIÓN Y EXTENSIÓN (CRITERIOS 1.4 Y 1.5)

Distribución geográfica

A nivel mundial, el área de distribución principal de *Z. noltii* son las costas atlánticas de Europa y América del Norte, encontrándose el límite septentrional en el sur de Noruega y el meridional entre las costas atlánticas de Marruecos y Libia, llegándose a encontrar praderas en Mauritania (particulamente en el Banco d'Arguin) y algún enclave en Islas Canarias. Se encuentra también en los mares Negro, Caspio y Aral y en alguna localidad en Siria y Turquía. En esta área geográfica su extensión se limita a pequeñas praderas y manchas en localidades dispersas y separadas entre sí y en ambientes poiquilohalinos (estuarios, lagunas costeras y albuferas), pero en el Mediterráneo también aparece en aguas costeras protegidas y abiertas con salinidad constante.

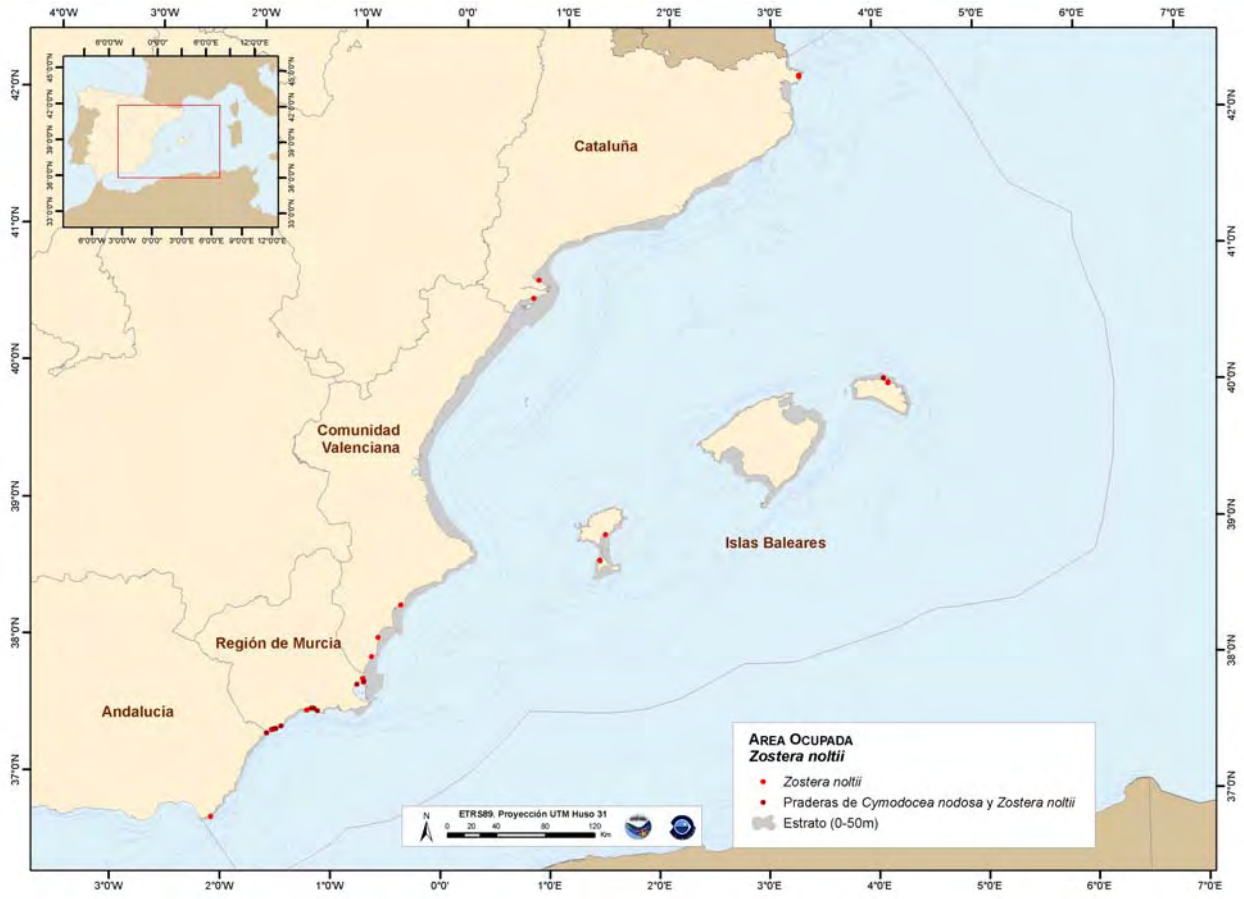


Figura 1. Localización de las praderas/manchas de *Zostera noltii* (monoespecíficas y mixtas con *C. nodosa*) en la demarcación Levantino-Balear. Ver detalles en tabla 1.

Distribución y extensión del hábitat en la Demarcación Levantino-Balear

En la Figura 1 se muestra la distribución de *Z. noltii* en la Demarcación Levantino-Balear, de acuerdo con la información cartográfica recopilada para esta evaluación. En la tabla 1 se muestran todas las praderas identificadas en las diferentes cartografías en cada Comunidad Autónoma y Región de la demarcación, indicando su extensión (en hectáreas), localidad, coordenadas y fuente de información. A continuación se comenta esta información para cada Comunidad Autónoma.

Islas Baleares

Se han localizado 7 praderas de *Z. noltii* (2 de ellas mixtas con *C. nodosa*) concentradas en el norte de Menorca (bahía de Fornell y Cabo de Caballería), cuya superficie varía entre 0,004 y 3,79 hectáreas (la suma total es de 6,79 hectáreas). La fuente cartográfica es la cartografía bionómica realizada en las zonas LIC por el Gobierno Balear. En Ibiza se localiza otra pradera de 5,5 has y otras dos en Formentera (0,005 y 0,9 Has) en el Stany del Peis, una pequeña laguna costera al norte de la Isla. La fuente cartográfica en este caso es la del *Atlas de los Hábitat de España*. No consta la presencia de la especie en Mallorca ni en el Parque Nacional de Cabrera. No obstante esta distribución probablemente no refleja la distribución real de *Z. noltii* en baleares debido a que no se ha realizado una cartografía de detalle en las zonas no LIC y a la baja fiabilidad de la cartografía del Atlas. Se requieren estudios cartográficos más detallados para este hábitat en esta comunidad autónoma.

Cataluña

En Cataluña la especie está presente en las lagunas del Delta del Ebro (Tarragona), donde se encuentra bien representada (283 Has), y en calas resguardadas de Cadaqués (Cabo de Creus, Gerona)), donde ocupan superficies mucho menores (0,53 Has). Ambas localizaciones figuran en el Atlas de los Hábitats de España elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente, pero no se descarta la presencia de otras poblaciones de esta especie en la costa Catalana ya que información bionómica de esta zona no es demasiado precisa. Precisamente, el Departament d'Agricultura, Ramadería, Pesca, Alimentación i Medi Natural de la Generalitat de Cataluña menciona praderas de esta especie en Port Lligat (calas Calders i Jonquet) y el Sa Tuna (Begur) (no mostradas en el mapa de la Figura 1). Se requieren estudios cartográficos más detallados para este hábitat en esta comunidad autónoma.

Comunidad Valenciana

En esta comunidad autónoma *Z. noltii* se encuentra en la playa de La Albufereta (Alicante, 14,3 Has), frente a la desembocadura del Río Segura (Guardamar, 0,005 Has) y a resguardo de la escollera del puerto de Torrevieja (16,1 Has). Todas estas localizaciones figuran en el Atlas de los Hábitats de España elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente y no aparece ningún polígono con *Z. noltii* ni en la cartografiía bionómica de la Generalitat Valenciana ni en las Ecocartografías del MARM, probablemente por cuestiones metodológicas y su grado de detalle. También se requieren estudios cartográficos más detallados para este hábitat en esta comunidad autónoma.

Región de Murcia

En esta comunidad autónoma se conoce con bastante detalle y precisión la distribución y extensión de *Z. noltii* gracias al trabajo de cartografía bionómica que esta comunidad lleva realizando desde 1988. Como se indica en la Tabla 1 en esta región se localizan un total de 16

praderas de *Z. noltii*, 12 en la zona costera mediterránea y 4 en el Mar Menor. De las mediterráneas 8 forman praderas mixtas con *C. nodosa* y de las que están en el Mar Menor, 2 son también mixtas. De las praderas mediterráneas la mayoría se encuentran en localidades muy resguardadas (p.e. Isla de Adentro, Mazarrón), colonizando el *lagoon* entre el arrecife barrera de *P. oceanica* y la playa (p.e. las de Águilas y La Azohía) o sobre los depósitos deltaícos submarinos frente la desembocadura de las ramblas (p.e. Isla Plana). De todas ellas destaca la pradera monoespecífica de la Isla de Adentro, en Mazarrón donde ha llegado a formar una terraza o mata similar a la de *P. oceanica*. En total, las praderas de este hábitat suman una superficie total de 110,9 Has.

Almería-Andalucía

En la provincia de Almería, entre el límite con Murcia y el límite de la demarcación en Cabo de Gata, ninguna de las fuentes cartográficas disponibles en esta zona (cartografías de la Junta de Andalucía, Atlas de los Hábitat de España y Ecocartografías del MARM) contienen información sobre la presencia de *Z. noltii*. Sin embargo, según Moreno y Pérez Lloréns (2004) la especie está presente en esta zona costera y más concretamente en la ensenada de Los Genoveses y en Cala Higuera, entre 2 y 5 metros de profundidad, en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar) (ver mapa Figura 1). También se requieren estudios cartográficos más detallados para este hábitat en esta comunidad autónoma.

CONDICIÓN DEL HÁBITAT Y ESPECIES TÍPICAS (CRITERIO 1.6)

Aunque existe cierto grado de conocimiento científico de las praderas de *Z. noltii*, su estructura y funcionamiento (especialmente las praderas Atlánticas, pero también se han realizado estudios en el Mediterráneo), la información disponible se limita a muy escasa localidades y no existen datos ni programas de seguimiento que proporcionen información sobre su estado ni el de sus especies típicas. Tan solo se dispone de cierta información en Andalucía en relación a trabajos de seguimiento realizados para DMA (J. Vergara, com. pers.). Junto con estudios cartográficos detallados, es necesaria la realización de estudios que permitan determinar el estado de estas praderas y su relación con las presiones antrópicas. Si bien no hay datos cuantitativos ni cualitativos de la tendencia de las poblaciones de esta especie en la demarcación levantino-balear, la evidencia acumulada por los expertos indica claramente una regresión de sus poblaciones a consecuencia de su desaparición en numerosas localidades (ver siguiente apartado).

PRESIONES E IMPACTOS. GRADO DE AMENAZA

Aunque no existen datos concretos que determinen el grado de influencia de la presión antropogénica sobre esta especia, si se puede afirmar que se trata de una especie muy altamente vulnerable a dichas presiones. Su distribución local y dispersa se debe principalmente a sus requerimientos ecológicos ya que necesita condiciones resguardadas y con sedimentos finos y algo fangosos, pero estas son precisamente las características ambientales de muchas calas y zonas resguardadas que han sido y son candidatas idóneas para la construcción de todo tipo infraestructuras costeras como los puertos deportivos. Algunos paseos marítimos y playas artificiales que se han construido sobre arrecifes-barrera de praderas de *P. oceanica* también han sepultado praderas de *Z. noltii* que colonizaban el *lagoon* de la estructura recifal. En el manual de hábitat de Cataluña (Curcó et al. 2008) se menciona la desaparición de una pradera de *Z. noltii* en la bahía de Roses debido a la construcción de un paseo marítimo y apunta que las praderas del Delta se encuentran amenazadas por los vertidos

orgánicos de la acuicultura y la carga de nutrientes y contaminantes de los aportes continentales. En el litoral Andaluz se considera un hábitat altamente amenazado por el aumento de la turbidez, la eutrofización y la destrucción física por el marisqueo (aunque esto último se refiere sobre todo a las praderas atlánticas, Pérez-Lloréns, 2004). En Murcia y Comunidad Valenciana han desaparecido algunas praderas de *Z. noltii* a consecuencia de la construcción de puertos deportivos y playas artificiales y existen actualmente algunas que se encuentran amenazadas por proyectos de este tipo en tramitación. Como demuestran algunos estudios recientes, *Z. noltii*, igual que las otras especies de angiospermas marinas mediterráneas, es sensible al incremento de salinidad (Fernández-Torquemada y Sánchez-Lizaso 2006) y, por tanto vulnerable al impacto de las desaladoras o cambios del régimen hidrológico de la cuenca de drenaje terrestre a la que se encuentran asociadas.

Respecto a la posible competencia con especies invasoras se sabe bastante poco. Las escasas evidencias experimentales demuestran que *Z. noltii* se ve incluso favorecida por la colonización del alga invasora *Caulerpa racemosa*, al contrario que *C. nodosa* que disminuye su abundancia. Se desconoce el efecto de otras especies invasoras.

No existe conocimiento científico sobre la capacidad de *Z. noltii* de aclimatarse o adaptarse a los efectos del cambio climático. Se trata de una especie adaptada a ambientes en los que la temperatura es muy fluctuante y puede alcanzar valores elevados, aunque su tolerancia a un mayor calentamiento es desconocida. Son necesarios estudios específicos para determinar las posibles trayectorias de ésta y las demás especies de angiospermas marinas mediterráneas ante los diferentes posibles escenarios futuros de cambio climático.

CONSERVACIÓN Y GESTIÓN

La combinación de su rareza, la separación geográfica entre poblaciones y el elevado grado de amenaza por las presiones mencionadas hace que esta especie deba ser considerada de muy alta vulnerabilidad, con una alta probabilidad de extinción local y regional.

A nivel de Mediterráneo está incluida en el anexo II del Convenio de Barcelona como especie en peligro o amenazada. A nivel europeo las praderas de angiospermas marinas se mencionan en general en la Directiva Hábitat como hábitat de interés para la protección y las praderas de Zostera se consideran altamente amenazados. En España *Z. noltii* está incluida como vulnerable en el listado de Especies Sivestres de Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas R.D. 139/2011.

Por tanto, se requieren acciones urgentes de protección de las praderas de esta especie, aunque previamente hay que realizar un catálogo exhaustivo de su distribución y extensión y las presiones y amenazas en cada localidad para diseñar un plan de acción urgente para la protección de esta especie.

REFERENCIAS

Boudouresque CF, G Bernard, G Pergent, A Shili, M Verlaque. 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. Botanica Marina 52: 395-418.

Cecherelli G., D. Campo. 2002. Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occuring seagrasses in the Mediterranean. Botanica Marina, 45: 71-76.

Curcó, A., A. Ferré, J. Font, J. Gesti, L. Villar, E. Ballesteros. 2008. Manuals dels hàbitats de Catalunya. Vollum II. 1 Ambients litorals i salins. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Genralitat de Catalunya, Catalunya, 310 pp.

Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural.(DARPAM). *Zostera noltii* i *Zostera marina.* 2009. [on line]. Generalitat de Catalunya. [10/12/2011] Retrieved from <http://www20.gencat.cat/portal/site/DAR/menuitem.7d5a409fbe273a69cc497c10d8c0e1a0/?vgnextoid=5c2a5eee8da34110VgnVCM1000000b0c1e0aRCRDandvgnextchannel=5c2a5eee8da34110VgnVCM1000000b0c1e0aRCRDandvgnextfmt=detallandcontentid=326f3c7a67986210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD>.

Fernández-Torquemada Y., J.L. Sánchez-Lizaso (2006) Effects of salinity on growth and survival of *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*. *Biol. Mar. Medit* 13(4): 46-47.

Green, E.P and Short, F.T. 2003. World Atlas of Seagrasses. Prepared by the UIMEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.

Moreno, D., J.L. Pérez Lloréns. 2004. Las praderas de *Zostera noltii*. Distribución en Andalucía. En: Luque A. y J. Templado (Coords.). Praderas y bosques marinos de Andalucía pp. 173-180. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Pérez Lloréns. 2004. Las praderas de *Zostera noltii*. Estado actual de conservación y amenazas. En: Luque A. y J. Templado (Coords.). Praderas y bosques marinos de Andalucía pp. 173-180. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Tabla 1. Características de los polígonos de Zostera noltii contenidos en los SIG de las diferentes fuentes consultadas: (1) Cartografía bionómica para las áreas LIC (Lugar de Interés Comunitario), realizadas por la Dirección General de Pesca en el marco del proyecto LIFE-Posidonia de 2001 (2) *Atlas de los hábitats de España.* Cartografía de hábitats de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) a escala 1:50.000 (3) Cartografía bionómica a escala 1:50.000 realizada en 1989, revisada en 1999 y actualizada en 2004 para la Directiva Hábitats (92/43/CEE), principalmente para áreas LIC. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (DG de Medio Natural)

CCAA	***Biocenosis***	***Area (ha)***	***Localidad***	***X (ETRS89UTM31N)***	***Y(ETRS89UTM31N)***
Menorca (Islas Baleares) (1)	Pradera de *Zostera noltii*	0,184	Fornells	596165,299691	4432231,573220
	Pradera de *Zostera noltii*	1,573	Fornells	596591,634043	4432798,171320
	Pradera de *Zostera noltii*	0,076	Fornells	596653,781961	4433008,739900
	Pradera de *Zostera noltii*	0,156	Fornells	596723,540822	4433115,336990
	Pradera de *Zostera noltii*	1,002	Sanitja (Cabo de Caballería)	592835,332595	4436020,104970
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,004	Sanitja (Cabo de Caballería)	592697,086205	4436417,924930
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	3,798	Sanitja (Cabo de Caballería)	592769,099873	4436220,025330
Ibiza (Islas Baleares) (2)	Pradera de *Zostera noltii*	5,519	Ibiza	366215,317841	4308550,468650
	Pradera de *Zostera noltii*	0,005	Stany del peix (Formentera)	361371,063622	4287547,979650

	Pradera de *Zostera noltii*	0,903	Stany del peix (Formentera)	361792,680180	4287170,946610
Murcia (3)	Pradera de *Zostera noltii*	0,014	Aguilas	94071,584758	4149345,478840
	Pradera de *Zostera noltii*	1,211	La Isla de Mazarrón	122955,693221	4165353,196320
	Pradera de *Zostera noltii*	1,468	La Isla de Mazarrón	122745,899039	4165398,614730
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,225	Playa Cocederos (San Juan de los Terreros)	89955,270305	4146522,752100
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	1,557	Aguilas	95394,713688	4149708,550990
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,365	Isla del Fraile (Aguilas)	97380,562046	4150017,759110
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,133	Isla del Fraile (Aguilas)	97606,610825	4150146,071460
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	1,116	Isla del Fraile (Aguilas)	97154,080330	4150193,691100
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,311	Calabardina (Aguilas)	101644,868514	4152119,089780
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	4,956	La Azohía	131268,021012	4164556,087470
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,731	Isla Plana	128425,181195	4166743,290630
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	10,210	Isla Plana	126535,303262	4166820,289160
	Pradera de *Zostera noltii*	0,210	Mar Menor	168378,693367	4191024,331100
	Pradera de *Zostera noltii*	1,540	Mar Menor	168892,803730	4188125,814950
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	86,860	Mar Menor	169100,971139	4188865,368050
	Pradera de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*	0,330	Mar Menor	163456,820263	4186354,009930
Tarragona (Cataluña) (2)	Pradera de *Zostera noltii*	192,900	Delta del Ebro	311900,929159	4515907,894690
	Pradera de *Zostera noltii*	80,360	Delta del ebro	307666,356722	4500912,391070
Gerona (Cataluña) (2)	Pradera de *Zostera noltii*	0,055	Cadaqués (Cabo de Creus)	523728,044566	4683442,194920
	Pradera de *Zostera noltii*	0,483	Cadaqués (Cabo de Creus)	523752,869330	4682248,066850
Alicante (Comunidad	Pradera de *Zostera noltii*	14,380	La Albufereta	199508,433332	4251157,562990

Valenciana) (2)	Pradera de *Zostera noltii*	0,005	Guardamar del segura	180871,830657	4224507,423210
	Pradera de *Zostera noltii*	16,120	Torrevieja	175492,711789	4208702,865170

Fondos de *Gracilechinus acutus*

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos detríticos batiales – Con dominancia de equinodermos – Con equinoideos (*Gracilechinus acutus*)

DESCRIPCIÓN

El erizo de mar *Gracilechinus acutus* es una especie de amplia distribución geográfica y batimétrica. Se encuentra presente desde las costas de Noruega e Islandia (límite norte) hasta las costas del norte de África, estando también presente en el Mediterráneo (Kroh, 2011). Su distribución batimétrica es amplía y puede sobrevivir a profundidades que oscilan entre los 20 y los 1200 m (Mortensen, 1927). No obstante, las abundancias máximas de *G. acutus* suelen localizarse sobre fondos blandos circalitorales y de reborde de plataforma (entre 100 y 300 m de profundidad), dónde esta especie puede llegar a ser una de las especies macro-epibentónicas más importantes en cuanto a abundancia y biomasa (Serrano et al., 2006; Ordines y Massutí, 2009). Se trata de un organismo de crecimiento lento, que puede tardar hasta 20 años en alcanzar su talla máxima (Gage *et al.*, 1986) y muy sensible al arrastre (Lindeboom y de Groot, 1998), características que hacen que se haya sugerido el uso de esta especie como indicador del impacto de la pesca de arrastre (González-Irusta *et al.*, *in Press*).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Arenoso (principalmente en arenas gruesas y medias)
	Rango de profundidad	100-300 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Atlántico desde Noruega al norte de África y Azores, y Mediterráneo

En la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *G. acutus* se han detectado tanto en los fondos circalitorales blandos de las Islas Baleares, como en los de la costa del Levante de la Península Ibérica. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca fue, de forma excepcional, de 79 m en 2011, mientras que el resto de años se mantuvo entre 107 y 140 m. Las profundidades medias en las que se localizó este hábitat variaron entre 138 y 158 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre 115 y 170 m. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 209 m de profundidad en el año 2011 (Figura 1).

En la zona del Levante de la Península Ibérica, la profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos fue de 48 m en 2008, aunque debe considerarse como un dato atípico ya que para el resto de la serie la profundidad mínima fue de 105 m. La profundidad máxima fue de 152 m, mientras que las profundidades medias se encuentran por lo general entre 100 y 140 m, con valores de los percentiles situados también dentro de este rango. El ajuste lineal mostró que existe una tendencia hacia la disminución de la profundidad media (Figura 2).

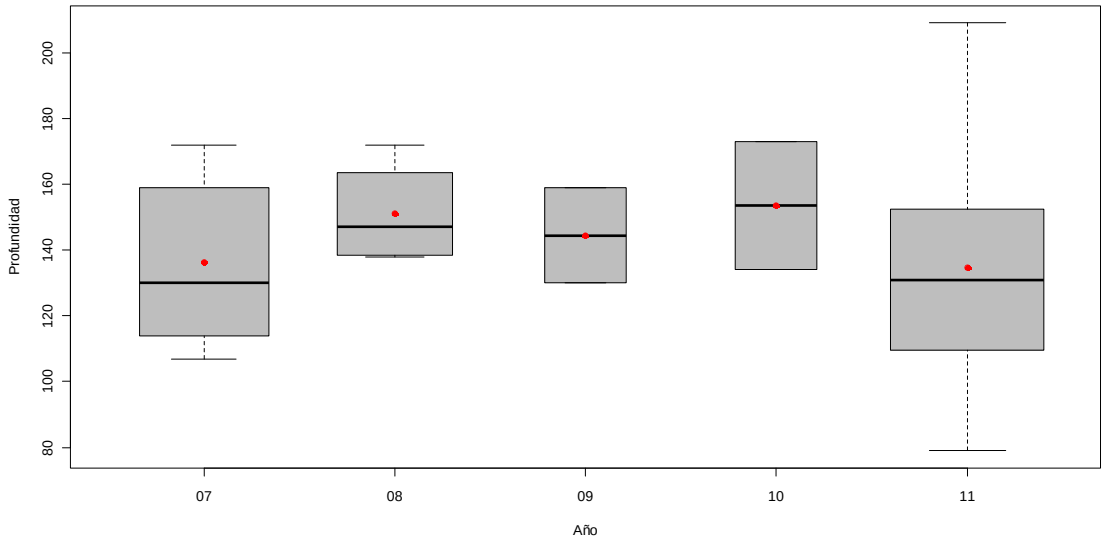


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Gracilechinus acutus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

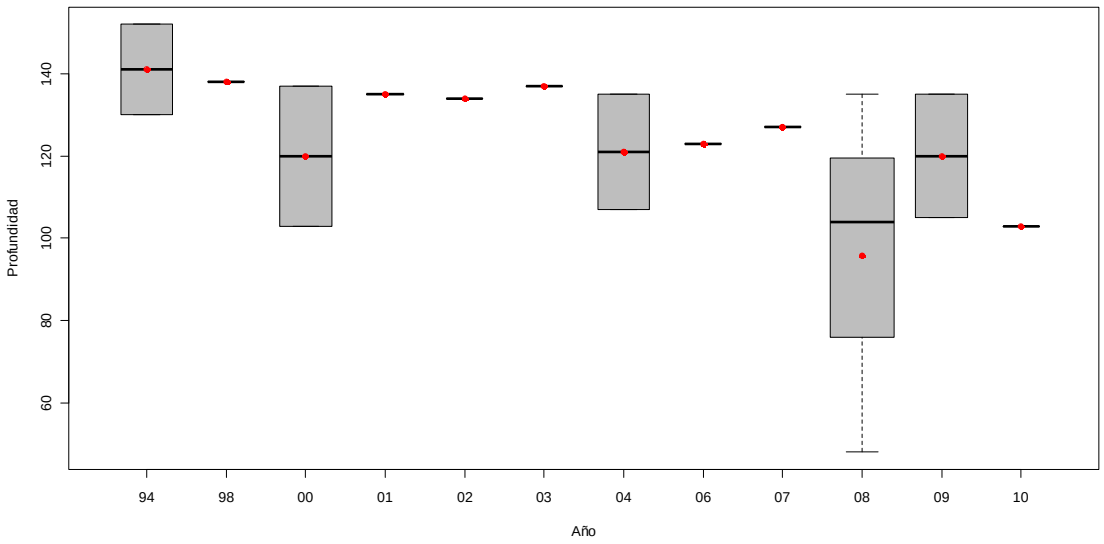


Figura 2. Distribución batimétrica anual del hábitat *Gracilechinus acutus* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.01$; $R^2=0.51$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	117-177	79-209
	Levante Peninsular	101-124	48-152

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *G. acutus* se da a lo largo de toda la costa del Levante de la Península Ibérica, si bien las zonas dónde se llega a pasar el umbral pre-establecido para que se considere que las especies forman hábitat (90 kg/km^2) se concentran en Cabo de Palos, el cañón de Rosas, y la zona del delta del Ebro (Figura 3). En las Islas Baleares, la presencia de *G. acutus* ha sido detectada en prácticamente la mayoría de los muestreos realizados sobre fondos de plataforma profunda y reborde de plataforma, formando facies en cuadrículas situadas al este de Menorca, Canal de Menorca, sur y oeste de Mallorca, y suroeste de Ibiza y Formentera. (Figura 3).

Existe por tanto una clara diferencia en cuanto al patrón de distribución de *G. acutus* entre el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares, dónde tanto la presencia de la especie como de la facies está mucho más extendida. Mientras en la Península estos fondos sólo están presentes en el 4.4 y 5.8% de las cuadrículas sobre fondos circalitorales de arenas y fangos finos, respectivamente, en las Islas Baleares el porcentaje aumenta hasta el 22.7 y 42.9%, respectivamente, a lo que hay añadir 4.8 y 16.7% de aparición en cuadrículas sobre fondos circalitorales y de reborde de plataforma de arenas finas, respectivamente. Esto también puede verse en los porcentajes de aparición respecto al total de cuadrículas muestreadas ya que los mínimos registrados en las Islas Baleares (4.5%) están por encima de los máximos registrados en el Levante de la Península Ibérica (4.1%). No se observa ninguna tendencia en los porcentajes de aparición en ninguna de las dos zonas (Figuras 4 y 5).

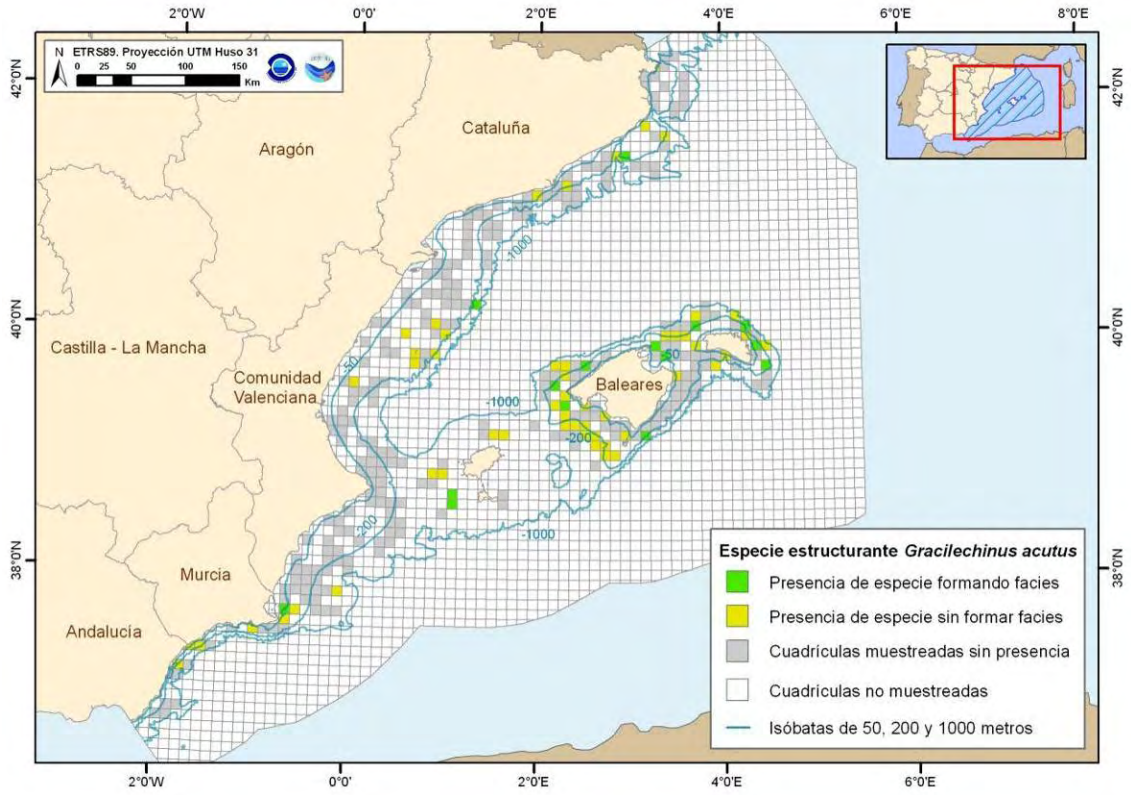


Figura 3. Distribución espacial de *Gracilechinus acutus*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

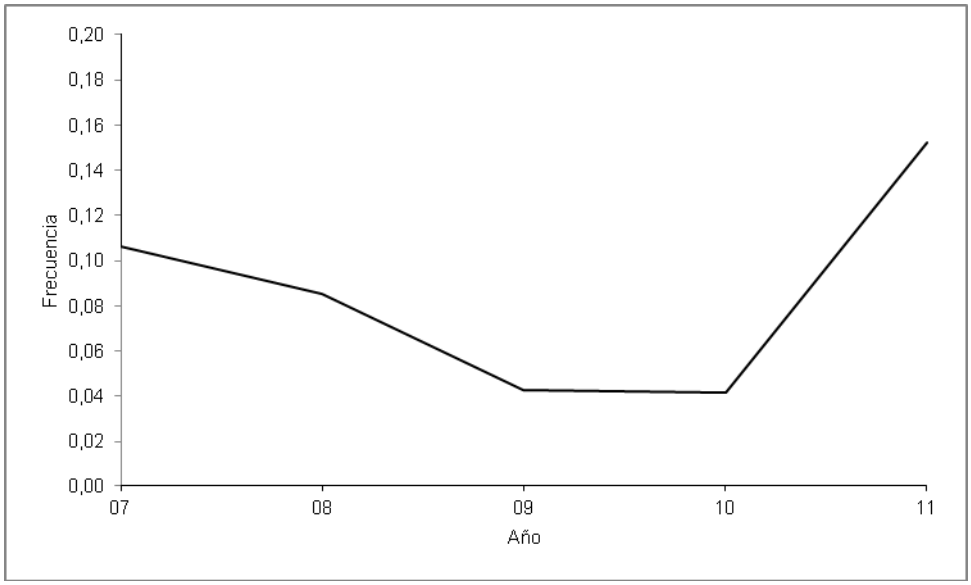


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Gracilechinus acutus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

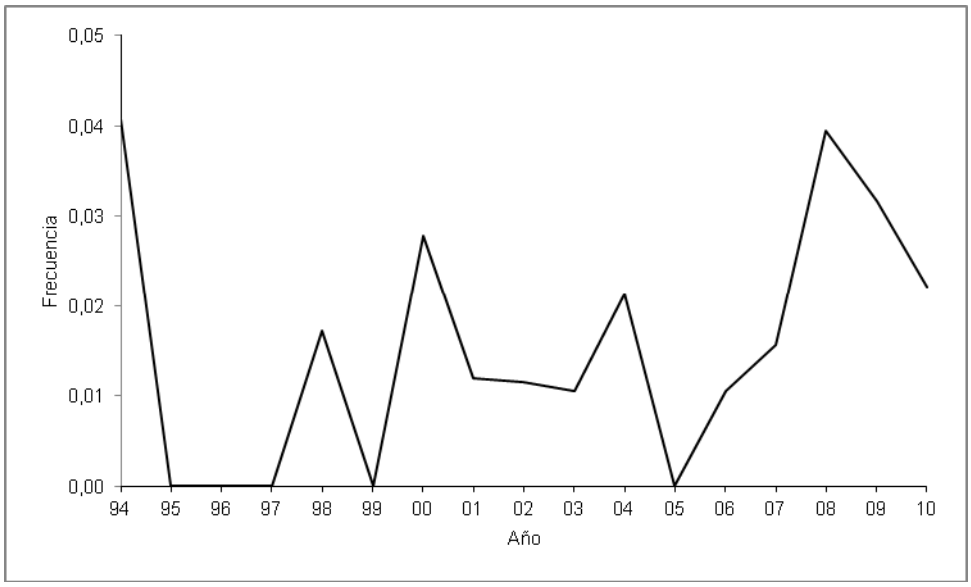


Figura 5. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Gracilechinus acutus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	8.56	15.22
	Levante Peninsular	2.39	4.08

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *G. acutus* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 184 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destaca el también equinodermo *Stichopus regalis*, los peces *Scyliorhinus canicula*, *Merluccius merluccius, Trachurus trachurus, Mullus surmuletus, Chelidonichthys cuculus*, *Zeus faber*, *Arnoglossus rueppelii, Raja clavata, Capros aper*, *Serranus hepatus*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Macroramphosus scolopax*, *Spicara smaris*, *Trigla lyra* y *Leucoraja naevus*, el crustáceo *Macropipus tuberculatus*, y los moluscos *Eledone cirrhosa*, *Alloteuthis media* e *Illex coindetii* (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 1.1 y 2.5, y 43 y 56 especies/lance, respectivamente (Figuras 6 y 7).

En el Levante de la Península Ibérica se ha detectado la presencia de un total de 208 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destaca el también equinodermo *S. regalis*, los peces *M. merluccius, S. canicula*, *C. cuculus*, *A. rueppelii, Lophius budegassa, Trigla lyra* y *Serranus hepatus*, el crustáceo *Macropipus tuberculatus*, y los moluscos *Eledone cirrhosa* y *Sepia orbignyana* (Tabla 2). Los valores medios del índice de diversidad faunística y de riqueza específica oscilaron entre 0.5 y 3.9, y 23 y 52 especies/lance, respectivamente (Figuras 8 y 9). El ajuste lineal reveló que los valores anuales de estos dos índices muestran tendencias opuestas a lo largo de la serie: os valores medios ascienden en el caso del índice de diversidad, mientras descienden en el caso de la riqueza específica, apuntando a que, como es de esperar, son las especies menos abundantes las que han desaparecido, dejando especies con índices de abundancia más uniformes entre sí.

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Echinus acutus* de los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	122655
	Merluccius merluccius	100	46633
	Trachurus trachurus	95	582801
	Mullus surmuletus	95	174253
	Chelidonichthys cuculus	95	105235
	Zeus faber	95	42577
	Arnoglossus rueppelii	90	1695
	Raja clavata	85	152589
	Capros aper	85	44103
	Serranus hepatus	85	15874
	Deltentosteus quadrimaculatus	85	7525
	Macroramphosus scolopax	85	7457
	Spicara smaris	70	243254
	Trigla lyra	70	49788
	Leucoraja naevus	70	33925
Crustáceos	*Macropipus tuberculatus*	85	1350
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	95	17968
	Alloteuthis media	95	2155
	Illex coindetii	80	19401
	Scaphander lignarius	70	287
Equinodermos	*Stichopus regalis*	75	60496

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Echinus acutus* de los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS (1994-2010). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Merluccius merluccius*	94	65772
	Scyliorhinus canicula	83	81455
	Chelidonichthys cuculus	83	48197
	Arnoglossus rueppelli	83	4677
	Lophius budegassa	78	37923
	Trigla lyra	78	3823
	Serranus hepatus	72	2392
Crustáceos	*Macropipus tuberculatus*	72	3977
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	94	38277
	Sepia orbignyana	89	5708
Equinodermos	*Stichopus regalis*	94	67962

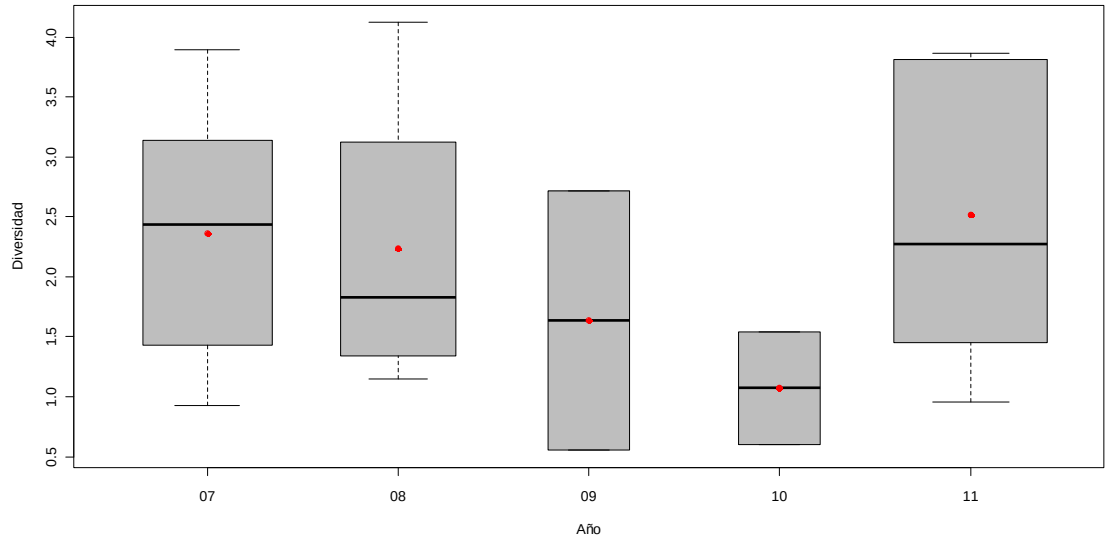


Figura 6. Diversidad anual del hábitat *Gracilechinus acutus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

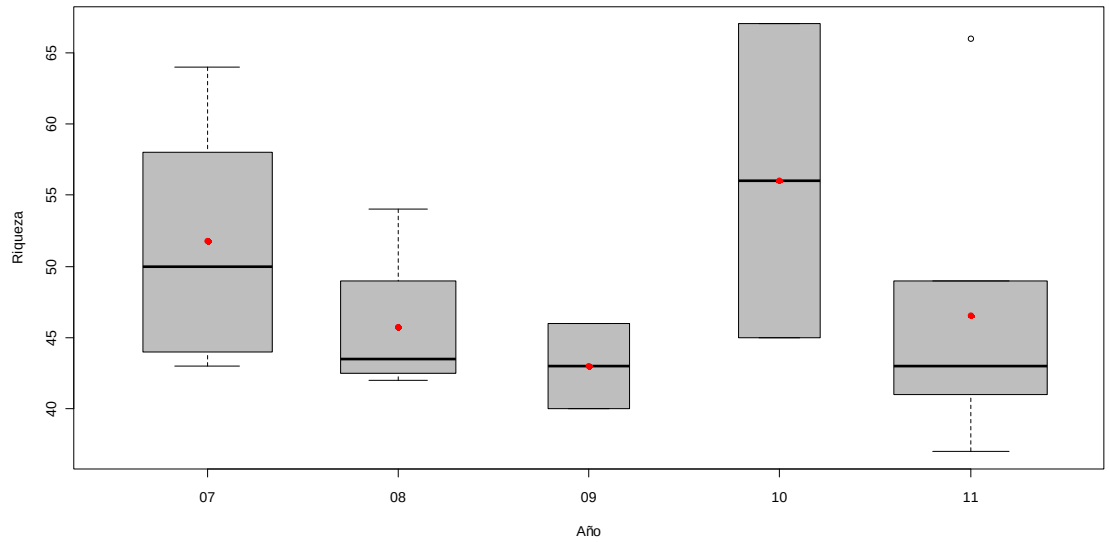


Figura 7. Riqueza específica anual del hábitat *Gracilechinus acutus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de

muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

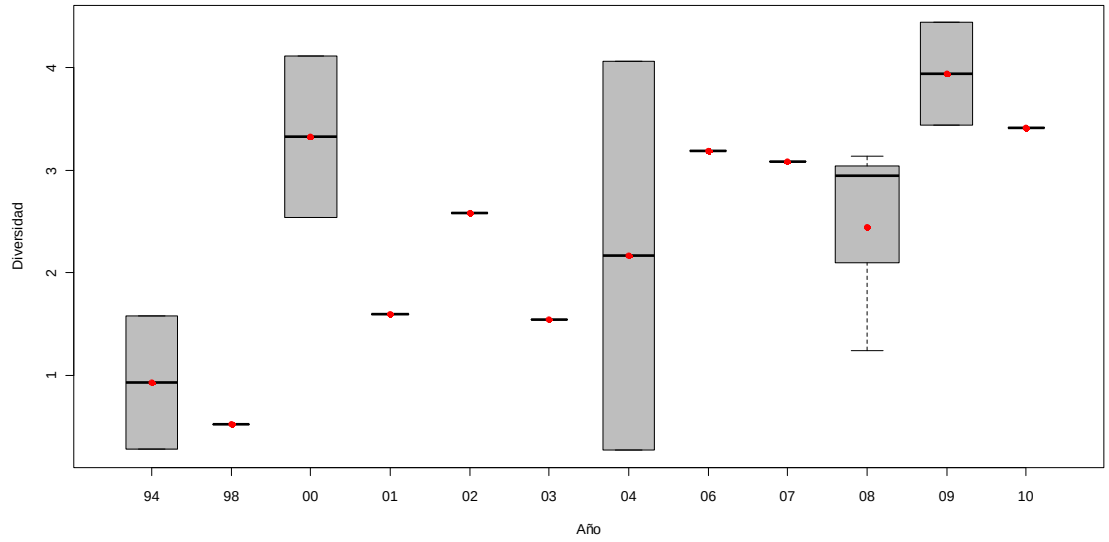


Figura 8. Diversidad anual del hábitat *Gracilechinus acutus* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.01$; $R^2=0.53$).

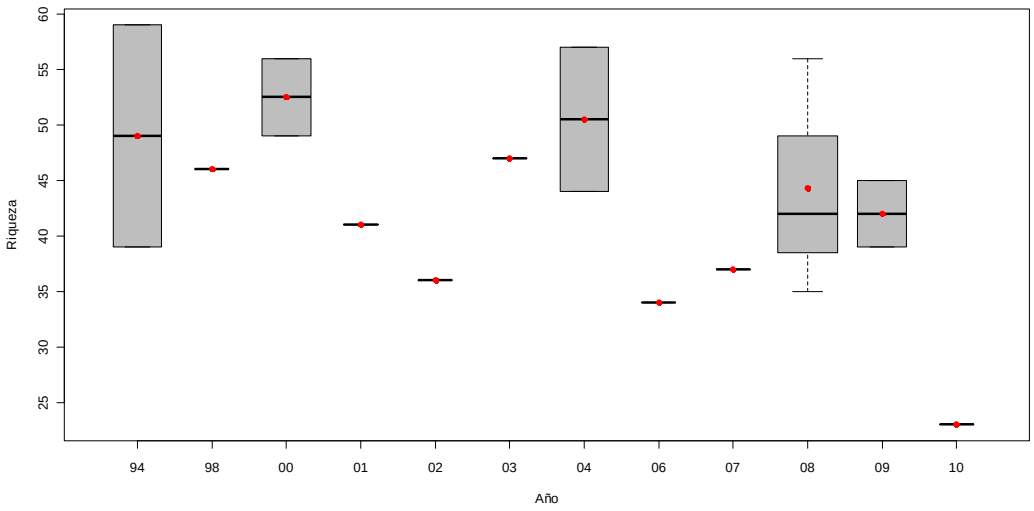


Figura 9. Riqueza específica anual del hábitat *Gracilechinus acutus* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la

riqueza específica media mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.05$; $R^2=0.29$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	1.96	2.52
	Levante Peninsular	3.21	3.94
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	48.62	56.00
	Levante Peninsular	36.07	52.50

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *G. acutus* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando entre 236 y 386 kg/km^2 (Figura 10). Respecto al Levante de la Península Ibérica tampoco se detectó ninguna tendencia, con oscilaciones más importantes hasta 2005 entre 97 y 529 kg/km^2, para estabilizarse a partir de 2006 con valores entre 118 y 233 kg/km^2.

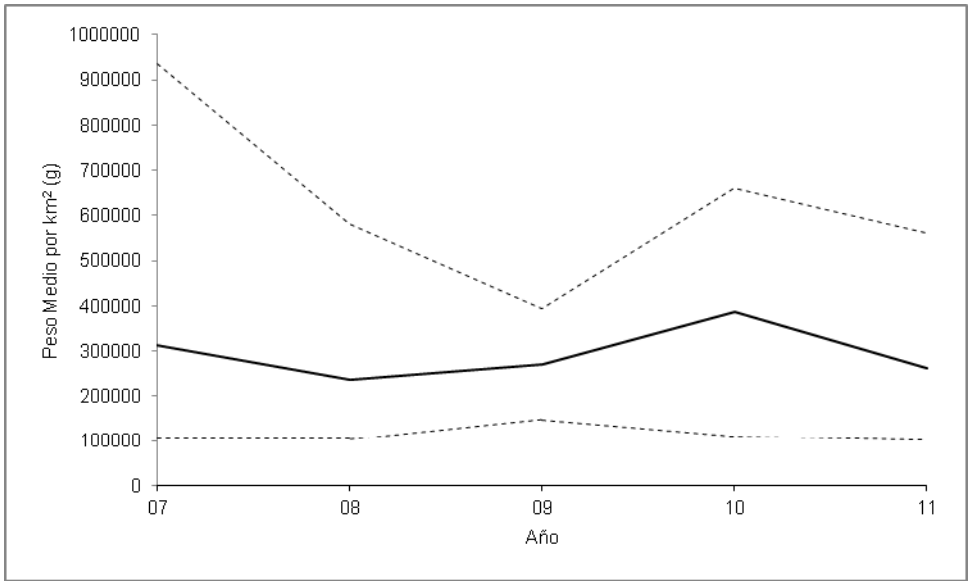


Figura 10. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Gracilechinus acutus* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

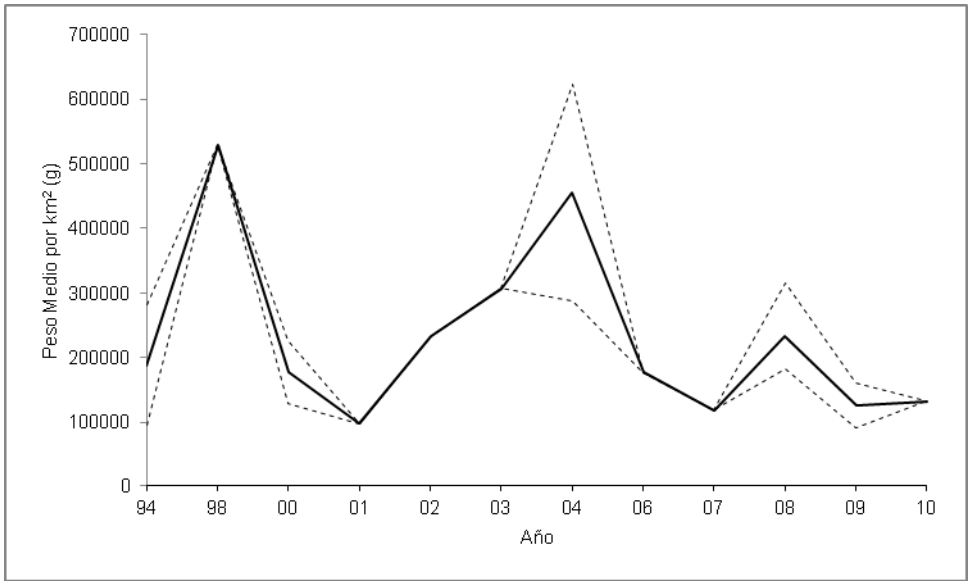


Figura 11. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Gracilechinus acutus* en los fondos en los que forma facies del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	293850	386592
	Levante Peninsular	157283	529083

Citas bibliográficas

González-Irusta J.M., Punzón A., Serrano A. Environmental and fisheries effects on *Gracilechinus acutus* (Echinodermata: Echinoidea) distribution. Is it a suitable bioindicator of trawling disturbance? Submitted to *ICES Journal of Marine Science*.

Gage J.D., Tyler P.A., Nichols D. 1986. Reproduction and growth of Echinus acutus var. norvegicus Düben & Koren on the continental slope off Scotland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 101: 61-83.

Kroh A. 2011. *Gracilechinus acutus* (Lamarck, 1816). In: Kroh, A. & Mooi, R. (2010) World Echinoidea Database. Accessed through: Kroh, A. & Mooi, R. (2010) World Echinoidea Database at http://www.marinespecies.org/Echinoidea on 2012-01-05.

Lindeboom H.J., De Groot S.J. 1998. IMPACT-II: The effects of different 505 types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ- 506 Rapport.

Mortensen T. 1927. Echinoderms of British Isles. Oxford University Press: London, 471 pp.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Serrano A., Sánchez F., García-Castrillo G. 2006 Epibenthic communities of trawlable grounds of the Cantabrian sea. *Scientia Marina* 70: 149-159.

Fondos blandos circalitorales y batiales dominados por ascidias solitarias

Código EUNIS A.5- Fondos sedimentarios sublitorales – A5.38- Comunidades mediterráneas de fondos detríticos enfangados / Listado Hábitats del Mediterraneo: A.5- Fondos detríticos costeros – Fondos detríticos enfangados- con ascidias solitarias

DESCRIPCIÓN

Las ascidias son organismos bentónicos que pertenecen al subfilo de los tunicados. Forman parte del macrobentos sésil y colonizan todo tipo de sustratos, mostrando preferencia por los duros y estables frente a los sedimentos sueltos. Aunque en general representan un papel secundario en las comunidades bentónicas en relación a otros grupos sésiles (esponjas, cnidarios bentónicos, briozoos), las ascidias pueden llegar a ser dominantes en determinados medios selectivos e inestables (sectores batidos, *fouling*, medios contaminados, detrítico fangoso). Es un grupo que presenta una amplia distribución, aunque cada región presenta sus especies características (Ramos, 1991).

En el aspecto ecológico es destacable la importancia que conlleva el conocimiento de la composición y distribución de las poblaciones de ascidias litorales asociadas a sustratos duros a la hora de la caracterización y evaluación ambiental de las áreas costeras, gracias a la capacidad de bioacumulación y de asentarse en sustratos artificiales que presentan algunas especies (Naranjo, 1995).

Las facies de ascidias solitarias no han sido descritas como tales hasta el momento, aunque facies de fangos terrígeno costeros con abundancia de las especies *Ascidia mentula* y *Phallusia mammillata* han sido citadas por Pérès y Picard (1964) en el Mediterráneo. Además algunos autores citan estas ascidias como especies estructurantes en el Mediterráneo (Monniot, 1965; Voultsiadou, 2007).

En los fondos blandos circalitorales de la demarcación Levantino-Balear se encuentran facies dominadas por la presencia de ascidias solitarias entre las que destacan por su abundancia *A. mentula*, *P. mammillata*, *Polycarpa mamillaris*, *Microcosmus vulgaris* y *Molgula appendiculata.*

A. mentula se encuentra en las costas europeas y la Región Boreal del Atlántico oriental y se extiende por el Mediterráneo hasta el mar de Mármara y el mar Negro. En cuanto al litoral español esta especie es frecuente en toda su costa, como reflejan los estudios realizados en la costa catalana y balear, así como en Santander y en las Islas Canarias. (Turón, 1987; Ramos, 1991; Díaz-Valdes, 2009). Es una especie litoral y batial superior (Carpine, 1970), observada desde la zona intermareal (Berrill, 1950) hasta los 270 m (Arnbäck-Christie-Linde, 1934) que muestra preferencia por biotopos rocosos esciáfilos (se encuentra en grutas semioscuras, grietas, extraplomos y debajo de bloques y piedras); y fondos detríticos y fangosos. También puede vivir asociada a comunidades de algas fotófilas en régimen calmo o esciáfilas en modo calmo o batido, y es relativamente frecuente sobre sustratos artificiales (columnas, bloques de hormigón) en áreas semiportuarias (Ramos, 1991; Naranjo, 1995).

P. mammillata presenta una amplia distribución europea, tanto en la parte Atlántica (Islas Británicas, costa atlántica francesa) como la Mediterránea. Además también aparece en el Mar del Norte, la Región Boreal del Atlántico oriental y Marruecos. En el litoral español ha sido citada en Canarias, la costa atlántica, la costa mediterránea peninsular y las Islas Baleares. Es

una especie litoral, observada desde cerca de la superficie (Berrill, 1950; Pérès, 1959; Millar, 1970) hasta 180 m de profundidad (Berrill, 1950; Millar, 1970), que normalmente se asocia a zonas de bajo hidrodinamismo y presencia de sustratos duros (Picton y Morrow, 2010). Es una especie frecuente en fondos blandos circalitorales del detrítico costero, detrítico fangoso y fangos terrígenos costeros; aunque también se presenta en puertos, como son los de Valencia, Marsella y Génova. (Turón, 1987; Ramos, 1991; Naranjo, 1995).

P. mamillaris ha sido citada en la Región Boreal Atlántico oriental (Reino Unido), en las costas de Portugal y el Reino Unido (Ramos, 1991), y en el Mediterráneo, en cuya cuenca occidental presenta una amplia distribución sobre los fondos blandos de la plataforma continental (Monniot y Monniot, 1975; Cornet y Ramos, 1980; Ramos, 1987). Se encuentra a profundidades de entre 60 y 100 m (Cornet y Ramos, 1980) y es característica de fondos detríticos costeros y detríticos fangosos.

M. vulgaris es una especie endémica del Mediterráneo, en cuyas aguas se distribuye ampliamente. Ha sido citada en las costas de Francia, Italia, Grecia y Yugoslavia (Ramos, 1991; Naranjo, 1995). En el Mediterráneo español se encuentra a lo largo de todo el litoral catalán, las islas Columbretes, Alicante, Cabo de Gata y las Islas Baleares. (Turón, 1987; Ramos, 1991; Díaz-Valdes, 2009). Es una especie euribata, que se distribuye entre los 10 (Tursi et al, 1974) y los 380 m (Leung Tack Kit, 1976) de profundidad y que ha sido citada en fondos blandos de arena o fango, coralígeno, fondos de ascidias, y detrítico de alta mar (Turón 1987; Ramos, 1991; Naranjo, 1995).

M. appendiculata es una especie endémica del Mediterráneo (Pérès, 1958; C. Monniot, 1969) señalada tanto en la cuenca oriental como en la occidental y el mar Adriático (Naranjo, 1995; Pérès, 1957; Ramos, 1991; Turón, 1987). También ha sido citada en el Atlántico oriental (Bahía Ibero-Marroquí) y nororiental (Appeltans et al., 2011) y el Estrecho de Gibraltar (Pérès, 1959; Naranjo, 1995). Es una especie euribata, observada entre 5 y 490 m de profundidad (Pérès, 1959) que aparece como acompañante en comunidades de fondos de arenas finas (Guille, 1971), y como especie característica de fondos detríticos costeros (Pérès, 1985). Turón (1987) la describe en diversas comunidades de fondos de plataforma (fango, o arena y fango) y del sustrato rocoso litoral. Otros autores han señalado esta especie, además, en comunidades de algas fotófilas y esciáfilas en modo calmo, praderas de *Posidonia*, fondos de ascidias, rocas circalitorales y fondos de corales blancos (Naranjo, 1995; Ramos, 1991).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Mayoría de sustratos
	Rango de profundidad	50-100 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje

Rango de distribución geográfica	Atlántico, Mediterráneo, Mar de Mármara y Mar Negro

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear los fondos de ascidias solitarias se han detectado tanto en las Islas Baleares como en la costa del Levante de la Península Ibérica. En Mallorca y Menorca, las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 58 y 62 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, en esta franja batimétrica. La profundidad mínima y máxima a la que se han detectado estos fondos fue de 51 y 66 m, respectivamente. La profundidad mínima a la que se detectaron estos fondos es muy cercana a la profundidad mínima muestreada con lo que probablemente se extiendan también a profundidades menores. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables (Figura 1).

En el Levante de la Península Ibérica la profundidad mínima y máxima a la que se han detectado estos fondos fue de 31 y 96 m, respectivamente. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 39 y 62 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre 30 y 75 m. El ajuste lineal mostró que tampoco existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que también se mantienen estables para el Levante de la Península Ibérica.

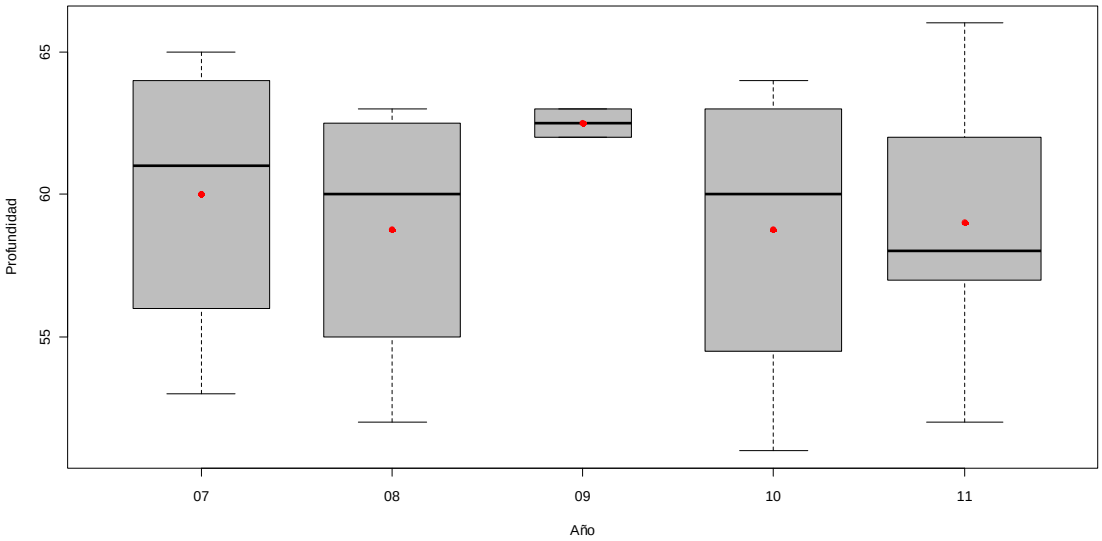


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

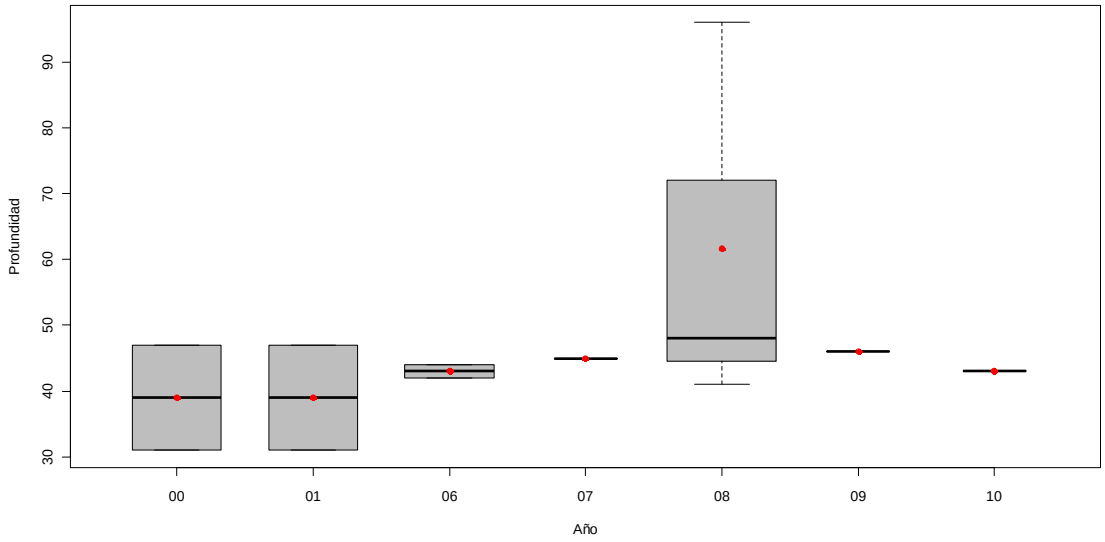


Figura 2. Distribución batimétrica anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	54-64	51-66
	Levante Peninsular	43-54	31-96

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de ascidias solitarias se da a lo largo de toda la costa del Levante de la Península Ibérica, si bien las zonas dónde se llega a pasar el umbral pre-establecido para que se considere que las especies forman hábitat (90 kg/km^2) se concentran en el Cabo de Palos y en las proximidades del Delta del Ebro. En los fondos circalitorales alrededor de Mallorca y Menorca, dónde estas especies también están ampliamente distribuidas, llegan a formar hábitat al sur de Menorca y al este y noroeste de Mallorca (Figuras 3-7). El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición en las cuadrículas muestreadas en las Islas Baleares se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, mientras que en el Levante de la Península Ibérica muestra una tendencia

significativamente ascendente (Figuras 8 y 9). Aún así, los valores en el Levante son más bajos que en las Baleares, dónde el mínimo de frecuencia de aparición (4%) está muy por encima del máximo en el Levante (2.8%).

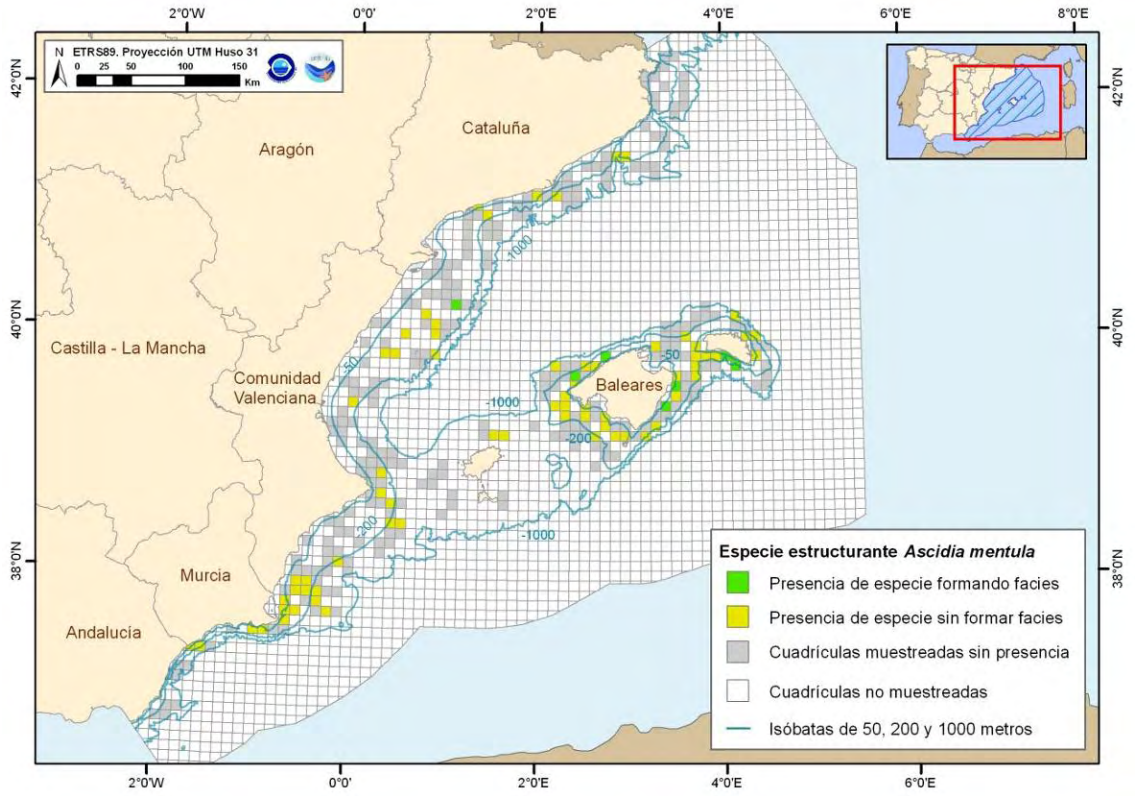


Figura 3. Distribución espacial de *Ascidia mentula*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

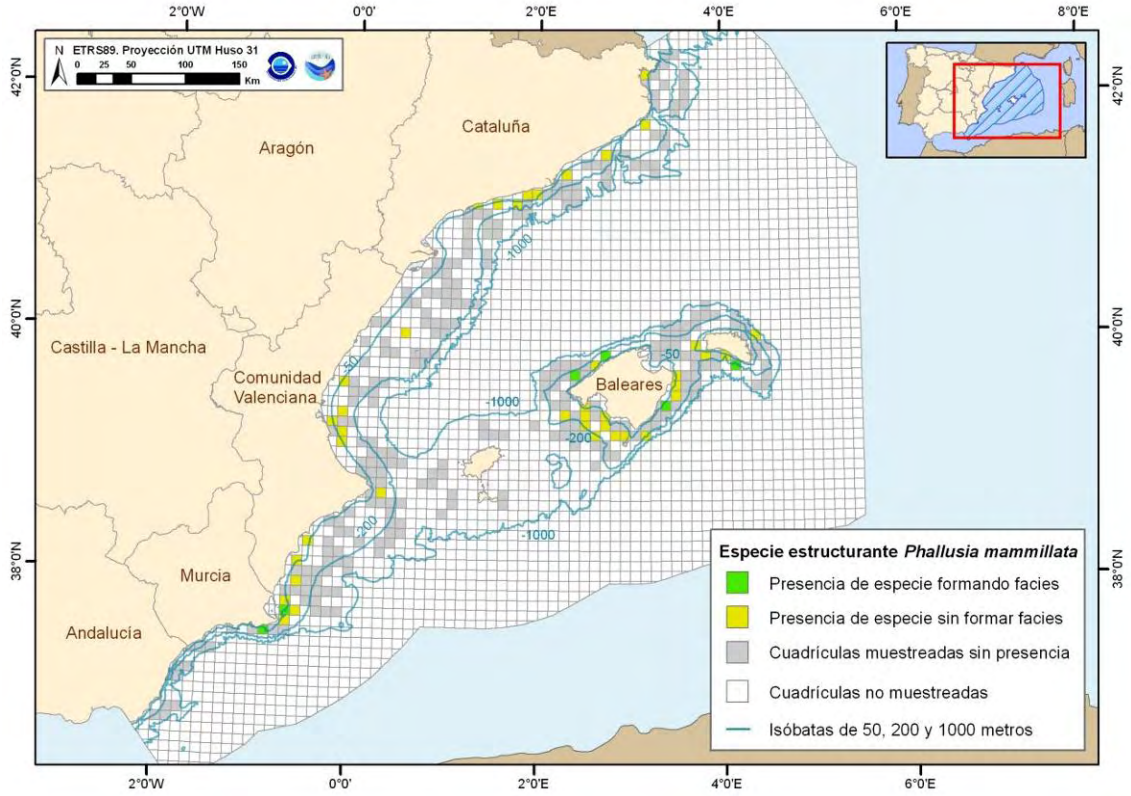


Figura 4. Distribución espacial de *Phallusia mammillata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

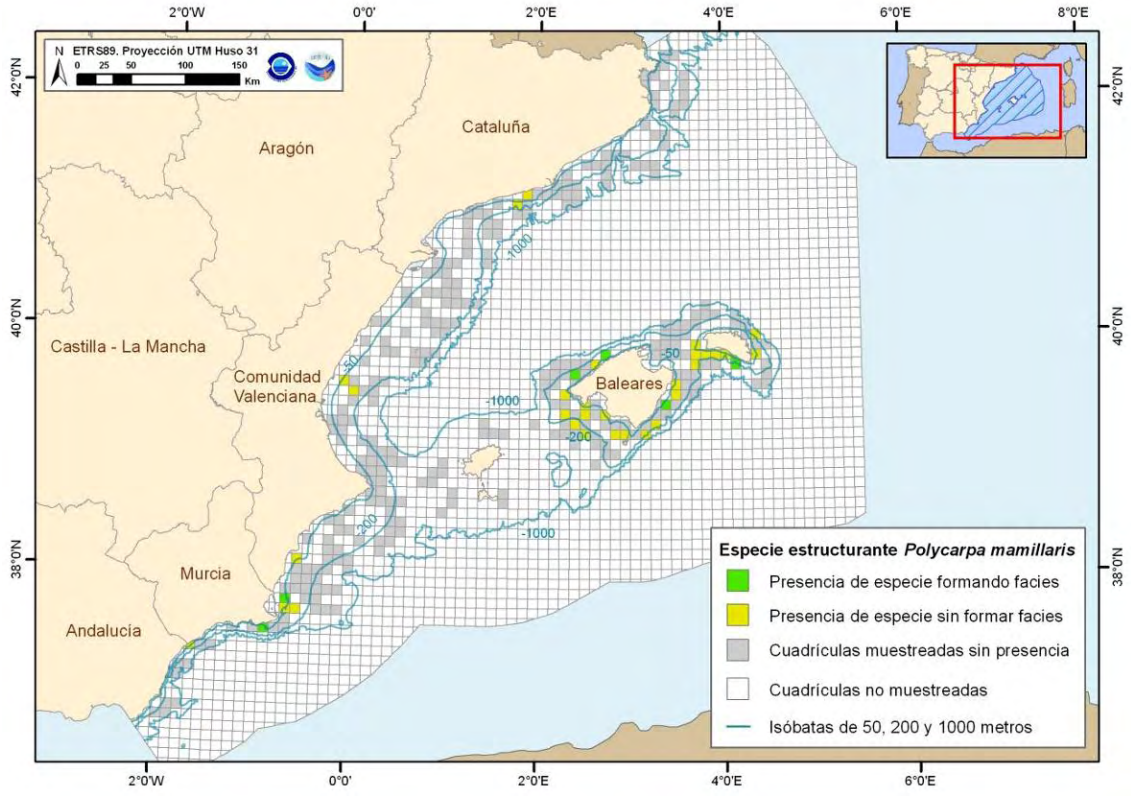


Figura 5. Distribución espacial de *Polycarpa mamillaris*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

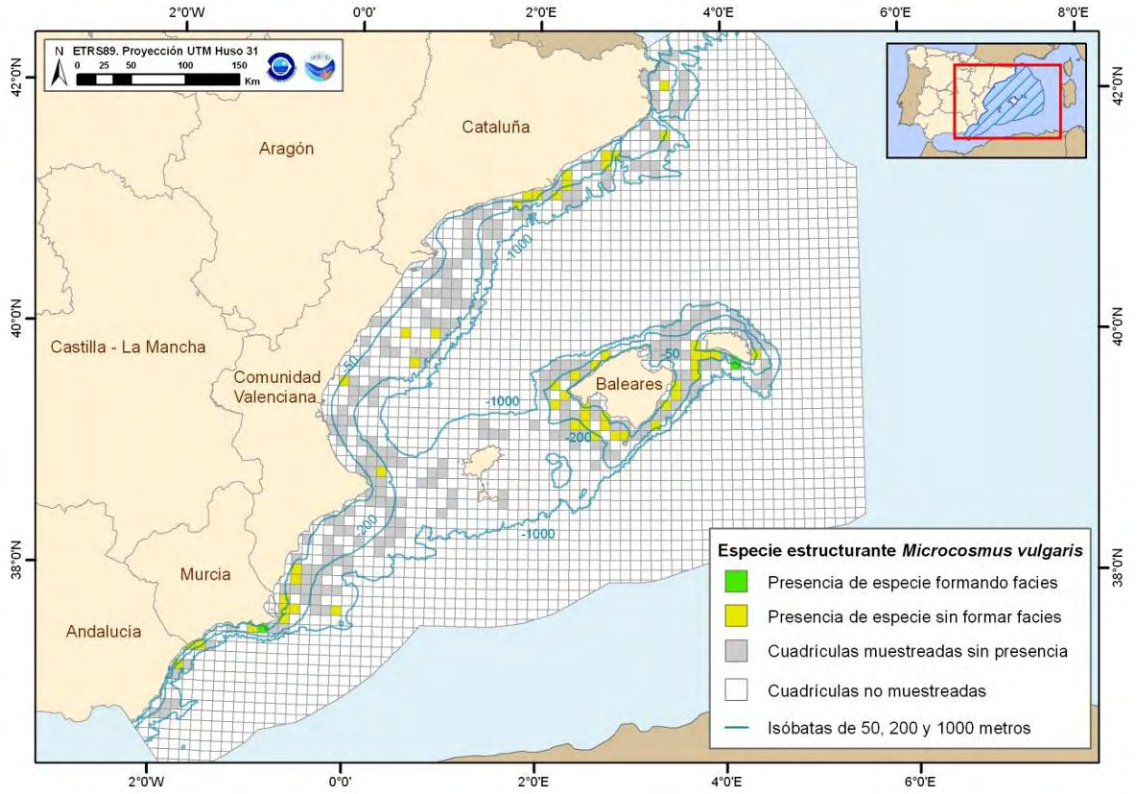


Figura 6. Distribución espacial de *Microcosmus vulgaris*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

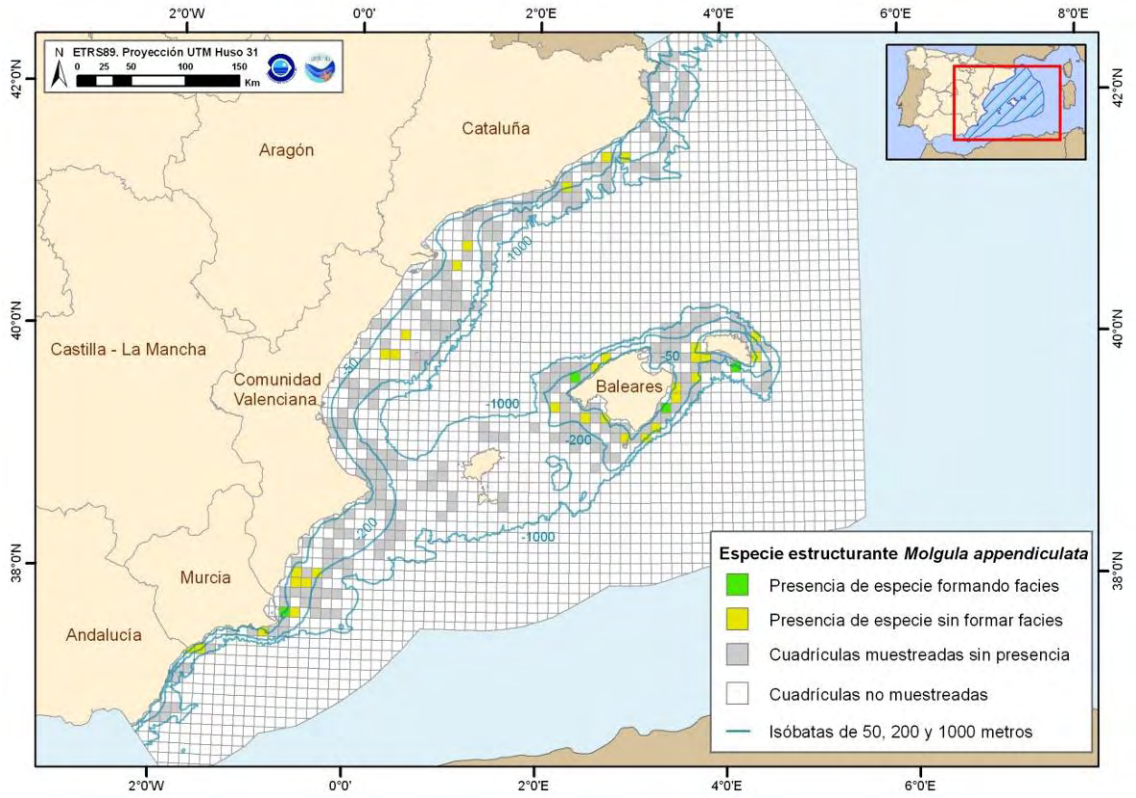


Figura 7. Distribución espacial de *Molgula appendiculata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

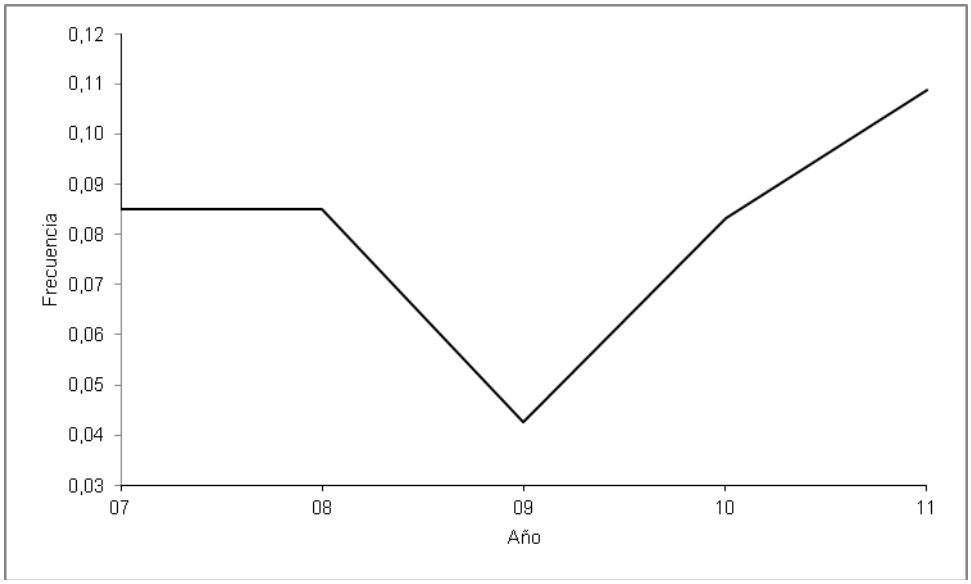


Figura 8. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat ascidias solitarias respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

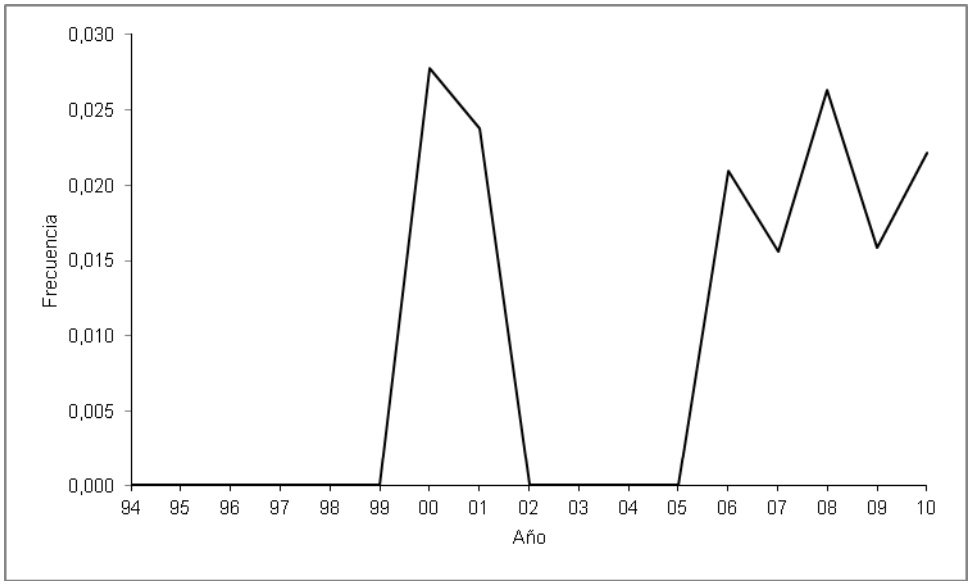


Figura 9. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat ascidias solitarias respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.05$; $R^2=0.28$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	8.10	10.87
	Levante Peninsular	2.02	2.78

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de ascidias solitarias de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 67 especies de flora y 252 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *Phyllophora crispa*, *Codium bursa, Spongites fruticulosa, Osmundaria volubilis, Lithothamnion valens* y *Flabellia petiolata,* los peces *Serranus cabrilla*, *Trachinus draco*, *Scyliorhinus canicula*, *Chelidonichthys lastoviza*, *Raja radula, Scorpaena notata, Arnoglossus thori, Pagellus erythrinus*, *Mullus surmuletus, Blennius ocellaris, Synodus saurus, Scorpaena scrofa, Zeus faber* y *Trachinus radiatus,* los crustáceos *Dardanus arrosor*, *Inachus thoracicus*, *Pisa armata* y *Pagurus prideauxi,* los moluscos *Octopus vulgaris, Loligo vulgaris y*

Sepia elegans, los equinodermos *Echinaster sepositus*, *Spatangus purpureus, Sphaerechinus granularis* y *Ophiura texturata* y varias especies de esponjas (p.ej. *Suberites domuncula*) (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 3.2 y 4.1 y 48 y 78 especies/lance, respectivamente (Figuras 10 y 11).

En el Levante de la Península Ibérica se ha detectado la presencia de un total de 5 especies de flora y 222 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan los peces *Serranus hepatus*, *Chelidonichthys lastoviza*, *Spicara smaris*, *Spicara flexuosa, Pagellus erythrinus*, *Scorpaena notata, Boops boops, Zeus faber, Serranus cabrilla, Mullus surmuletus, Arnoglossus thori, Pagellus acarne* y *Scyliorhinus canicula,* los crustáceos *Dardanus arrosor*, *Pilumnus spinifer* y *Pisa armata*, los moluscos *Octopus vulgaris* y *Sepia officinalis* y los equinodermos *Echinaster sepositus*, *Stichopus regalis* y *Sphaerechinus granularis* (Tabla 2). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística mostró una tendencia significativamente ascendente a lo largo de la serie histórica con valores medios oscilando entre 2.3 y 4 (Figura 12). La riqueza específica, en cambio se mantiene estable con valores entre 52 y 66 especies/lance (Figura 13).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Phyllophora crispa*	95	698077
	Codium bursa	84	468787
	Spongites fruticulosa	79	302330
	Osmundaria volubilis	74	987220
	Lithothamnion valens	74	210727
	Flabellia petiolata	74	40342
Peces	*Serranus cabrilla*	100	118845
	Trachinus draco	100	40915
	Scyliorhinus canicula	95	493569
	Chelidonichthys lastoviza	95	146942
	Raja radula	95	84584
	Scorpaena notata	95	27433
	Arnoglossus thori	95	5023
	Pagellus erythrinus	84	22993
	Mullus surmuletus	84	19121
	Blennius ocellaris	84	2992
	Synodus saurus	79	62547
	Scorpaena scrofa	79	54235
	Zeus faber	74	32634
	Trachinus radiatus	74	14994
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	95	26444
	Inachus thoracicus	89	2006

	Pisa armata	89	1726
	Pagurus prideauxi	84	18374
Moluscos	*Octopus vulgaris*	100	453203
	Loligo vulgaris	89	17554
	Sepia elegans	74	1355
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	84	13067
	Spatangus purpureus	79	6893751
	Sphaerechinus granularis	74	104005
	Ophiura texturata	74	1017
Otros invertebrados	Porifera	100	283056
	Suberites domuncula	95	82424

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS (1994-2010). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Serranus hepatus*	100	3144
	Chelidonichthys lastoviza	93	145538
	Spicara smaris	93	124130
	Spicara flexuosa	93	83175
	Pagellus erythrinus	87	16822
	Scorpaena notata	87	8795
	Boops boops	80	113978
	Zeus faber	80	25722
	Serranus cabrilla	80	11388
	Mullus surmuletus	80	9854
	Arnoglossus thori	80	6969
	Pagellus acarne	73	46806
	Scyliorhinus canicula	73	16419
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	93	6556
	Pilumnus spinifer	87	105
	Pisa armata	73	878
Moluscos	*Octopus vulgaris*	93	463548
	Sepia officinalis	87	14403
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	93	17571
	Stichopus regalis	87	16233
	Sphaerechinus granularis	80	267383

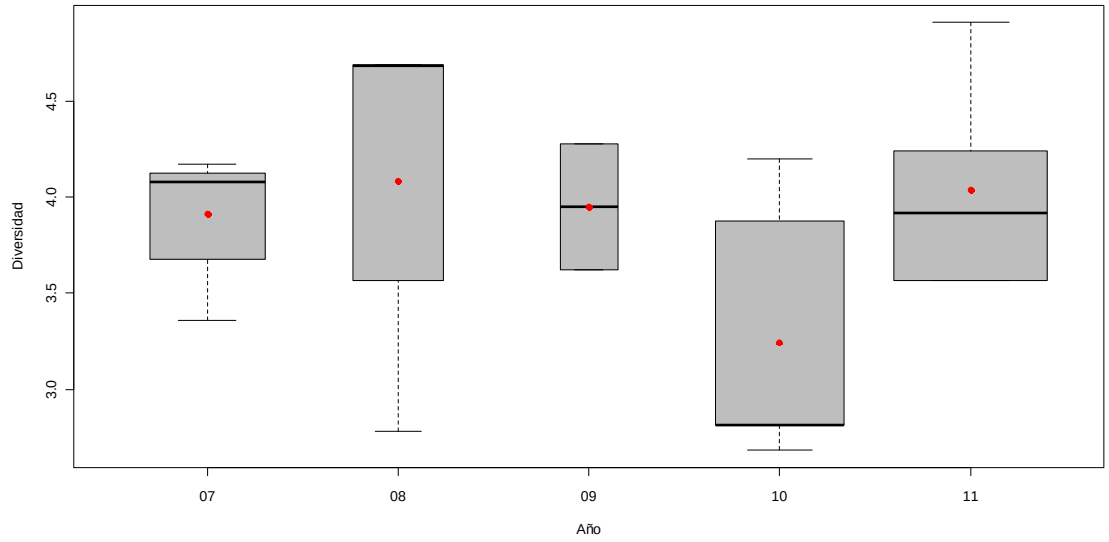


Figura 10. Diversidad anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

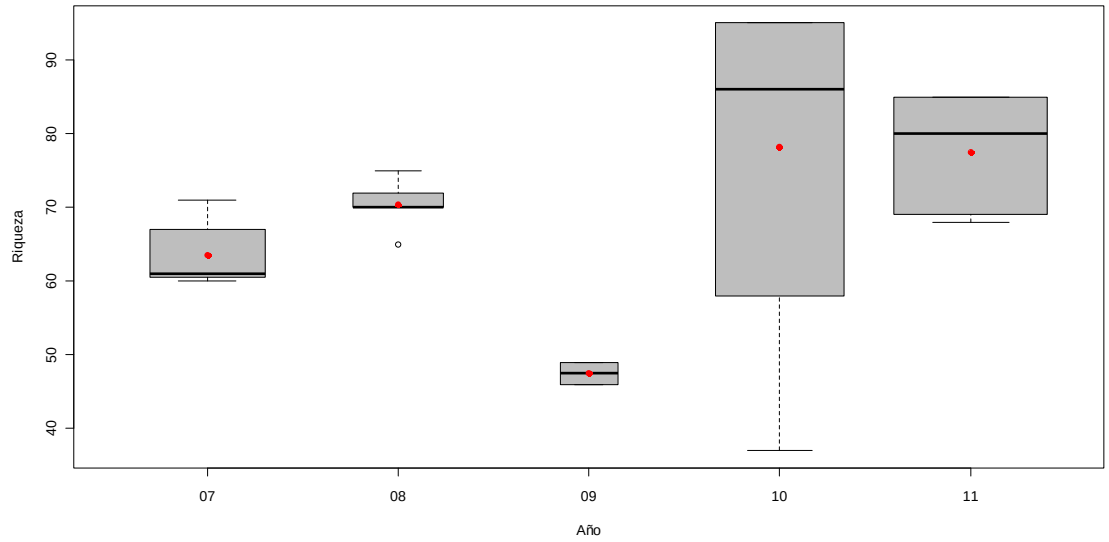


Figura 11. Riqueza específica anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su

amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

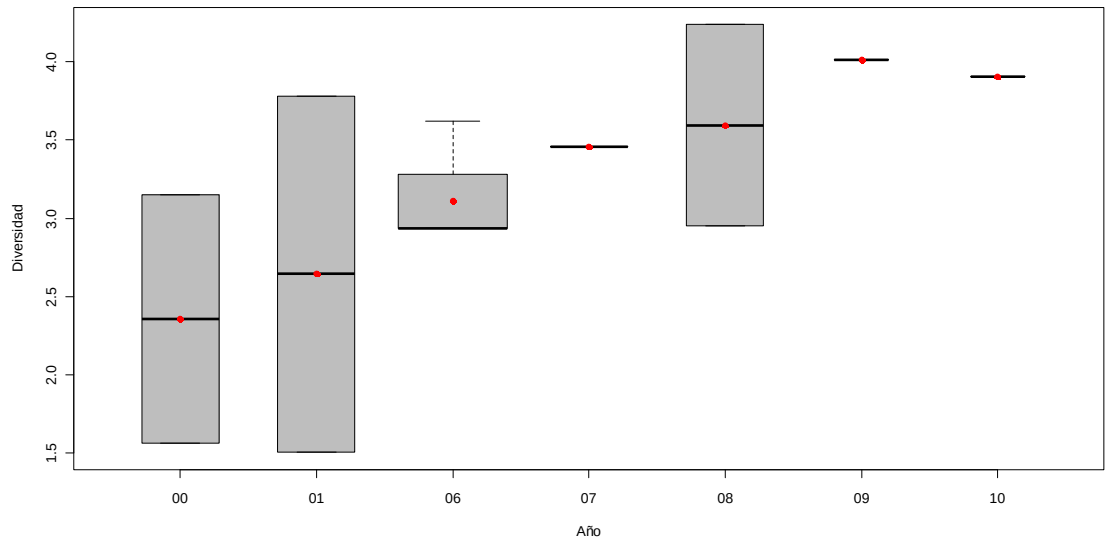


Figura 12. Diversidad anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.01$; $R^2=0.94$).

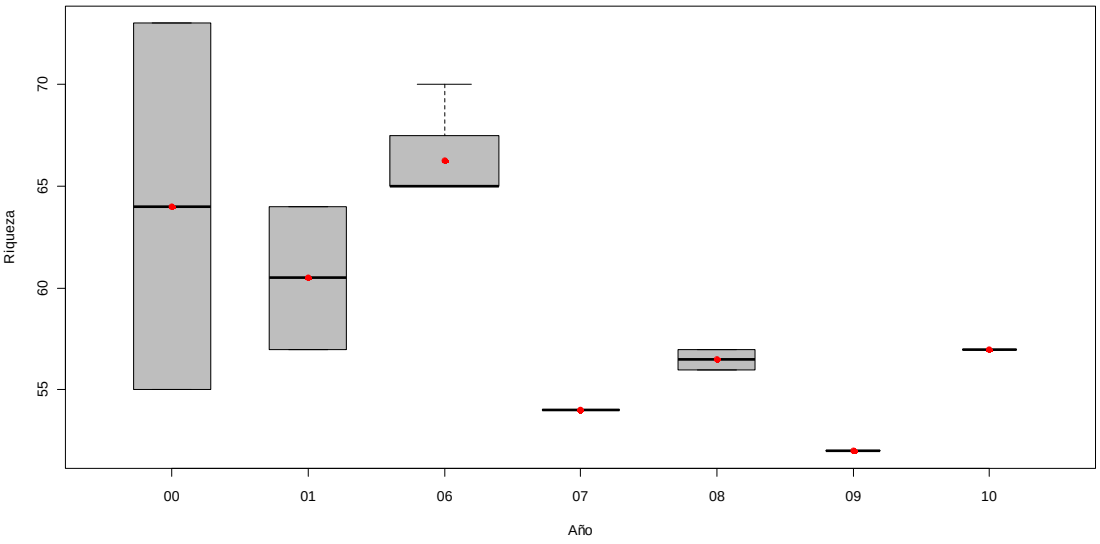


Figura 13. Riqueza específica anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas

MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	3.85	4.08
	Levante Peninsular	3.62	4.02
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	67.42	78.20
	Levante Peninsular	57.15	66.25

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de las ascidias solitarias en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando entre el valor medio mínimo de 179 kg/km^2 en el año 2009 y el máximo de 831 kg/km^2 en el año 2011 (Figura 14). Respecto al Levante de la Península Ibérica tampoco se detectó ninguna tendencia, oscilando entre el valor medio mínimo de 120 kg/km^2 en el año 2010 y el máximo de 815 kg/km^2 en el 2006 (Figura 15).

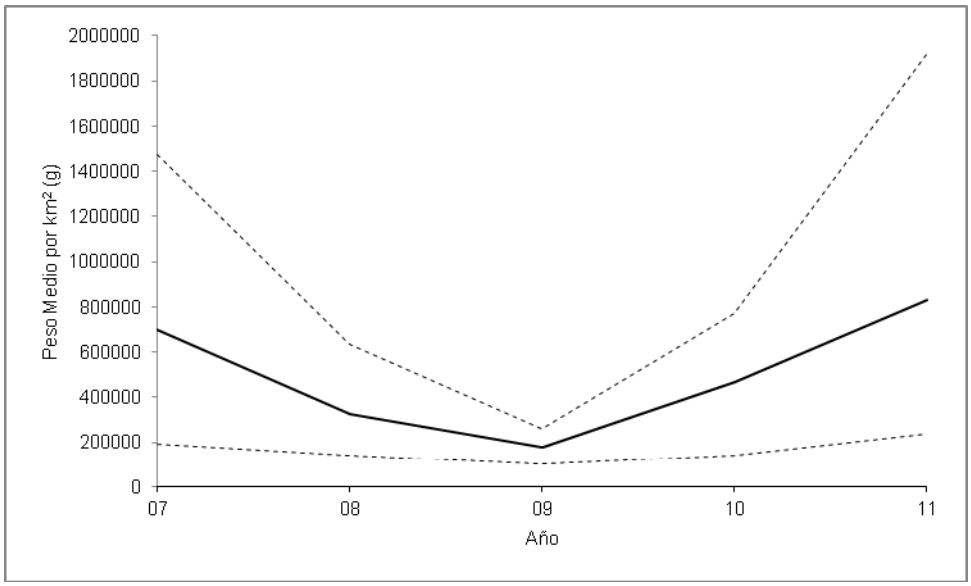


Figura 14. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de ascidias solitarias en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

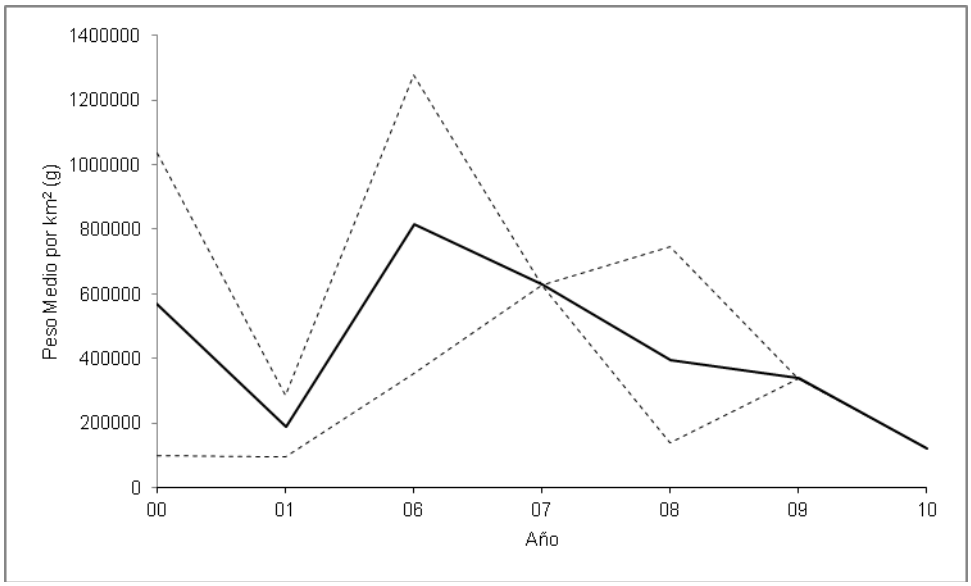


Figura 15. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de ascidias solitarias en los fondos en los que forman facies del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	499806	831326
	Levante Peninsular	459210	815338

Citas bibliográficas

Appeltans W., Bouchet P., Boxshall G.A., Fauchald K., Gordon D.P., Hoeksema B.W., Poore G.C.B., van Soest R.W.M., Stöhr S., Walter T.C., Costello M.J. (eds) (2011). World Register of Marine Species. Accessed at http://www.marinespecies.org on 2012-02-09.

Arnbäck-Christie-Linde. 1934. Northern and Arctic invertebrates in the collection of the Swedish state museum. XII. Tunicata.4. Cionidae, Ascidiidae, Agnesidae, Rhodosomatidae. Klung. Svenska Vetenskapsak. Handlingar, 13 (3): 1-92.

Berrill N.J. 1950. The Tunicata, with an account of the British species. Ray Society. Ray Society.

Carpine C. 1970. Ecologie de l'étage bathyal dans la Mediterranée occidentale. Mem. Inst. Oceanogr. Monaco 2: 1-146.

Cornet C., Ramos A.A. 1980. Ascidiacea. In: Estudio ecológico y sistemático de las esponjas y ascidias del Mediterráneo español: 362499 (M.A. Bibiloni, C. Cornet, A.A. Ramos, M. Rubió, J.M. Tur & M.J. Uriz Eds.). Memoria Beca Fundación Juan March.

Díaz-Valdes M. 2009. Evaluación del impacto de la pesca de arrastre sobre las comunidades de fondos blandos en la provincia de Alicante mediante bioindicadores (ascidiofauna). Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Alber, 94 pp.

Guille A. 1971. Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française. VI. Données autécologiques (Macrofaune). Vie Milieu, 22 (3B): 469-527.

Leung Tack Kit D. 1975/76. Etude qualitative et quantitative des salissures biologiques de plaques expérimentales immergées en pleine eau 5. Les ascidies. Tethys, 7 (2/3): 223-234.

Millar R.H. 1970. British ascidians. Synopses of the British Fauna, 1. London: Academic Press, pp:1-92.

Monniot C. 1962. Les Microcosmus des côtes de France. Vie Milieu, 12 (3): 397-432.

Monniot C. 1965. Les "Blocs à Microcosmus" des fons chalutables de la région de Banyuls-Sur-Mer. Vie Milieu, 16 (28): 819-850.

Monniot C. 1969. Les molgulidae des meres européennes. Mem. Mus. Natn. Hist. Nat. Paris, 60 (4): 171-272.

Monniot C., Monniot F. 1975. Abyssal tunicates: an ecological paradox. Ann.Inst.Oceanogr., Paris, 51(1): 99-129.

Naranjo A. 1995. Taxonomía, zoogeografía y ecología de las ascidias del Estrecho de Gibraltar: implicaciones de su ditribución bionómica en la caracterización ambiental de áreas costeras. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

Pérès J.M. 1957. Ascidies récoltées dans les parages des Baleares par le "Professeur Lacaze-Duthiers" Deuxième partie: Iviza et San Antonio. Vie Milieu. Suppl. 6: 223-234.

Pérès J.M. 1958. Origine et affiniés du peuplement en Ascidies de la Méditerranée. Rapp. P.V. réun. comm. Int. Expl. Scien. Mer. Médit., 14: 493-502.

Pérès J.M. 1959. Campagnes de la "Calypso" en Mer d'Alboran et dans la bahie Ibéro-Marocaine I. Ascidies. Ann.Inst.océanogr., Paris, 37: 295-313.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Mediterranee. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endourne, 47 (31), 3-137.

Picton, B.E. & Morrow, C.C., 2010. *[In] Encyclopedia of Marine Life of Britain and Ireland* http://www.habitas.org.uk/marinelife/species.asp?item=ZD1500

Ramos A.A. 1987. Ascidias de las Islas Columbretes. In: Islas Columbretes. Contribución al estudio de su medio natural. L.A. Alonso Matilla, J.L. Carretero y M.A. García Carrascosa (eds.). C.O.P.U.T., Generalitat Valenciana, València: 473-476.

Ramos A.A. 1991. Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico: Faunística, Ecología y Biogeografía. (Tesis Doctoral). Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Alicante. 405 p.

Turón X. 1987. Estudio de las ascidias de las costas de Cataluña e Islas Baleares. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Tursi A., Partone M., Panetta P. 1974. Aspetti ecologici del mar Picolo di Taranto: Ascidie, Croatacei decapodi e molluschi. Atti IV simp. Naz. Cons. Nat. Ist. Zool. Bari, 2: 93-117.

Voultsiadou E., Pyrounaky M.-M., Chintiroglou C. 2007. The habitat engineering tunicate *Microcosmus sabatieri* Roule, 1885 and its associated peracarid epifauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 197-204.

Fondos de *Laminaria Rodriguezii*

Código EUNIS A.5.- Sedimentos sublitorales – A.5.5. Sedimentos sub-litorales dominados por macrófitos – A.5.52L Asociación con *Laminaria rodriguezii* / Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5. Fondos sedimentarios infra- y circa-litorales - *Fondos detríticos costeros - *Fondos de *Laminaria rodriguezii*

DESCRIPCIÓN

El kelp *Laminaria rodriguezii* es un endemismo del Mediterráneo que ha sido citado en Argelia, Túnez, España, Córcega, Sicilia y Mar Adriático (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2003). Se distribuye a profundidades entre 60 y 120 m en zonas en las que existen corrientes unidireccionales y bajas temperaturas (Feldman, 1934; Giaccone, 1967). En las costas españolas esta especie parece ser más abundante en la franja central de la Península Ibérica situada entre las provincias de Castellón y Murcia, y en las Islas Baleares (Pérez-Ruzafa *et al.,* 2003; Barberà *et al.*, 2012; Joher *et al.,* 2010).

Existe poca información sobre los fondos de *L. rodriguezii*. Posiblemente debido a que normalmente esta alga aparece como especie acompañante de otras comunidades de algas, pero no como especie dominante, como es el caso de los fondos de maërl. Sin embargo, los fondos dominados por *L. rodriguezii* han sido descritos recientemente en las Islas Baleares, donde aparecen a profundidades entre 70 y 100 m, en áreas barridas por corrientes moderadas (Joher *et al.*, 2010).

Las asociaciones de detrítico costero con *L. rodriguezii* están incluidas entre los hábitats marinos de interés para la conservación recogidos en el Convenio de Barcelona, y como especie se encuentra recogida en el Anexo II (especies amenazadas) de ese mismo convenio debido a su vulnerabilidad a la pesca de arrastre (Barberà *et al.,* 2009).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	70-100 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *L. rodriguezii* sólo aparecieron en las Islas Baleares, y más concretamente en Mallorca y Menorca. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para este hábitat en el área (70-100 m; Joher *et al.,* 2010), queda fuera de

los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen la de plataforma continental y el talud. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos fue de 51 m en 2010, aunque para el resto de los años ésta fue más profunda, entre 57 y 62 m. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 67 y 72 m, durante toda la serie, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre los 60 y los 82 m. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta 81-82 m de profundidad en todos los años de la serie (Figura 1).

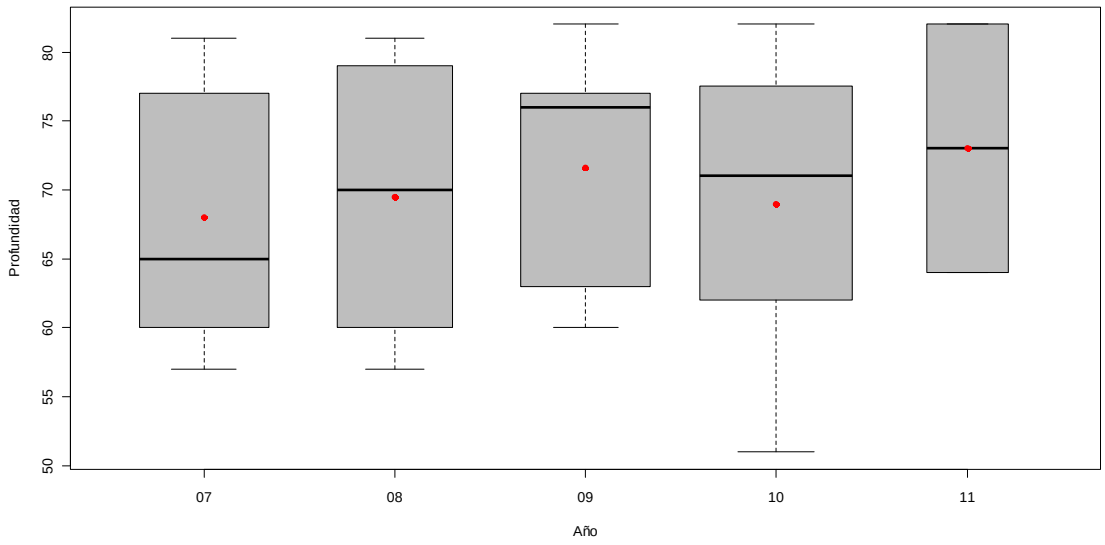


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Laminaria rodriguezii* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	57-81	51-82

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En la costa del Levante de la Península Ibérica no se ha detectado la presencia de *L. rodriguezii*. En cambio, esta especie está ampliamente distribuida en los fondos circalitorales de sedimentos gruesos de Mallorca y Menorca, dónde forman hábitat en el 42.9% del total de las cuadrículas muestreadas sobre este tipo de fondos, así como en el 13.6% de los fondos circalitorales de arenas finas. Las zonas en las que este tipo de fondo es más frecuente son el Canal de Menorca, y el suroeste y noroeste de Mallorca (Figura 2). El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición en el total de las cuadrículas muestreadas se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, con oscilaciones en torno al 10% entre 2007-2009, incrementándose hasta el máximo de 14.5% en 2010, y con un descenso hasta el 4% en 2011 (Figura 3).

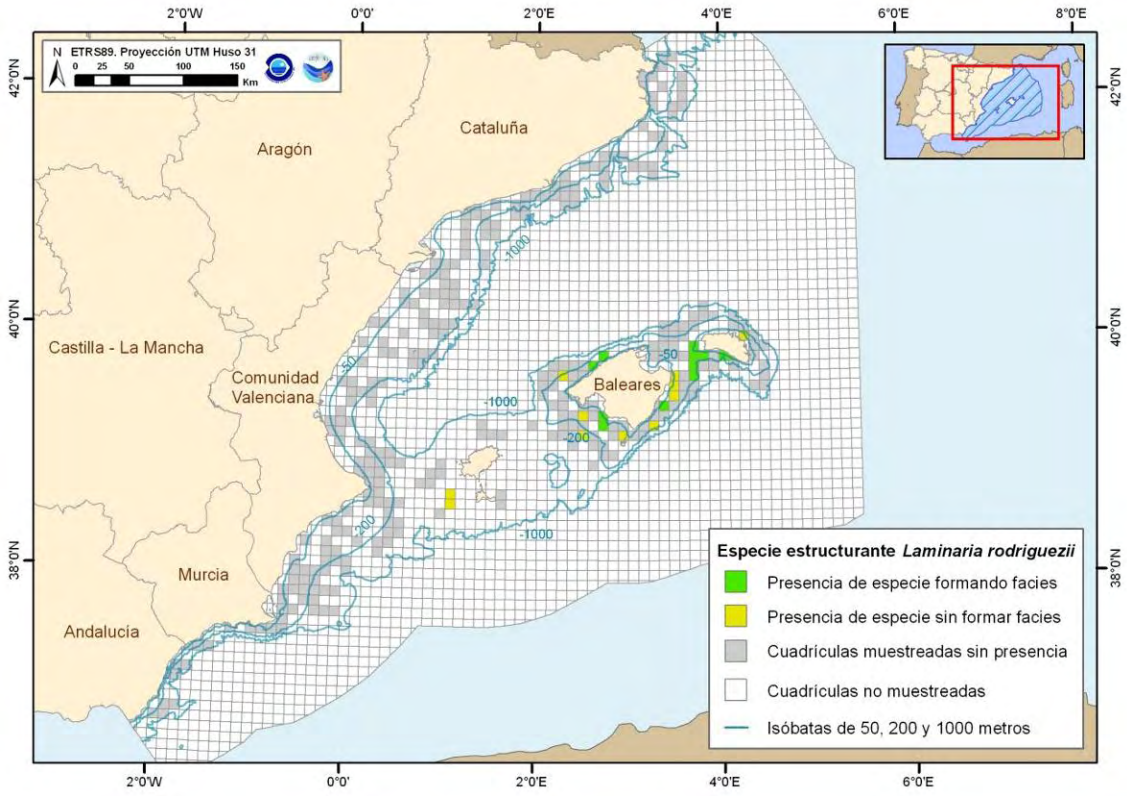


Figura 2. Distribución espacial de *Laminaria rodriguezii*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

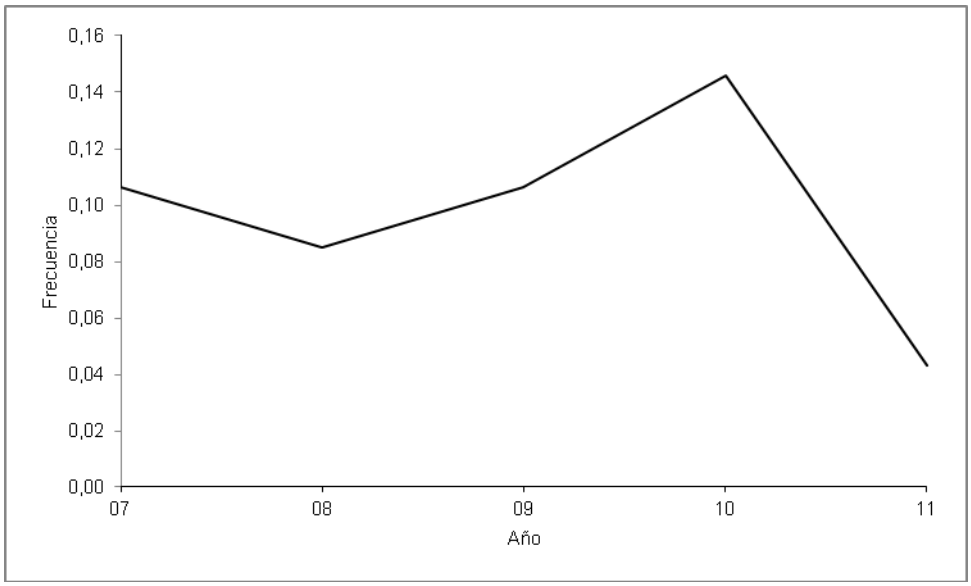


Figura 3. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Laminaria rodriguezii* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	9.74	14.58

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *L. rodriguezii* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 59 especies de flora y 256 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *Phyllophora crispa*, *Spongites fruticulosa, Flabellia petiolata, Lithothamnion valens, Osmundaria volubilis, Halopteris filicina* y *Gloiocladia microspora*, los peces *Scyliorhinus canicula*, *Serranus cabrilla, Mullus surmuletus, Trachinus draco, Zeus faber, Chelidonichthys lastoviza*, *Scorpaena scrofa*, *Spicara smaris* y *Trachurus mediterraneus*, los crustáceos *Dardanus arrossor*, *Pagurus prideauxi* y *Inachus thoracicus*, los moluscos *Octopus vulgaris*, *Sepia elegans*, *Loligo vulgaris* y *Alloteuthis media*, los equinodermos *Echinaster sepositus*, *Spatangus purpureus* y *Stichopus regalis,* las ascidias *Ascidia mentula* y *Synoicum blochmanni* y varias especies de esponjas (p.ej. *Suberites domuncula*) (Tabla 1).

El ajuste lineal reveló que los valores anuales medios de los índices de diversidad y riqueza específica faunísticos se mantienen estables a lo largo de la serie, oscilando entre 2.7 y 4.7 y 53

y 74 especies/lance, respectivamente (Figuras 4 y 5). La riqueza específica de algas no mostró tendencia alguna a lo largo de la serie, aunque el valor de referencia (25 especies/lance, obtenido en 2007) es superior al valor de evaluación actual (16 especies/lance), y al resto de valores medios de la serie (10-18 especies/lance) (Figura 6).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Laminaria rodriguezii* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Phyllophora crispa*	96	516752
	Spongites fruticulosa	87	408893
	Flabellia petiolata	87	46309
	Lithothamnion valens	83	191475
	Osmundaria volubilis	74	315754
	Halopteris filicina	74	118856
	Gloiocladia microspora	70	26994
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	233217
	Serranus cabrilla	100	106378
	Mullus surmuletus	96	543959
	Trachinus draco	96	24310
	Zeus faber	87	47424
	Chelidonichthys lastoviza	83	33524
	Scorpaena scrofa	74	41954
	Spicara smaris	70	579952
	Trachurus mediterraneus	70	122020
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	83	6200
	Pagurus prideauxi	74	3242
	Inachus thoracicus	74	991
Moluscos	*Octopus vulgaris*	100	313611
	Sepia elegans	74	577

	Loligo vulgaris	70	12222
	Alloteuthis media	70	920
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	100	8324
	Spatangus purpureus	83	1640833
	Stichopus regalis	70	23479
Otros invertebrados	Porifera	100	212760
	Ascidia mentula	78	41811
	Suberites domuncula	78	25846
	Synoicum blochmanni	78	1131

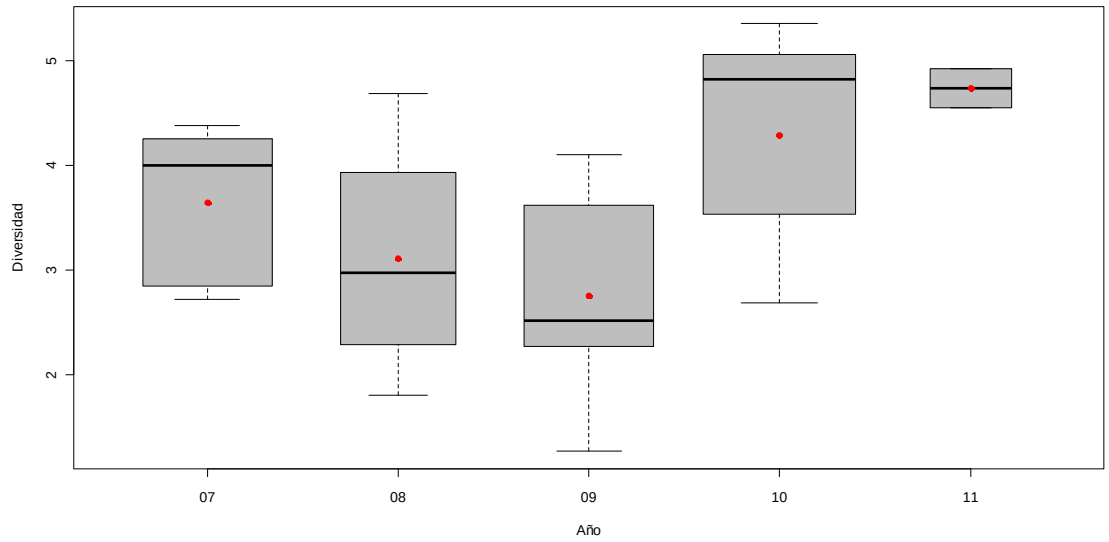


Figura 4. Diversidad anual del hábitat *Laminaria rodriguezii* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

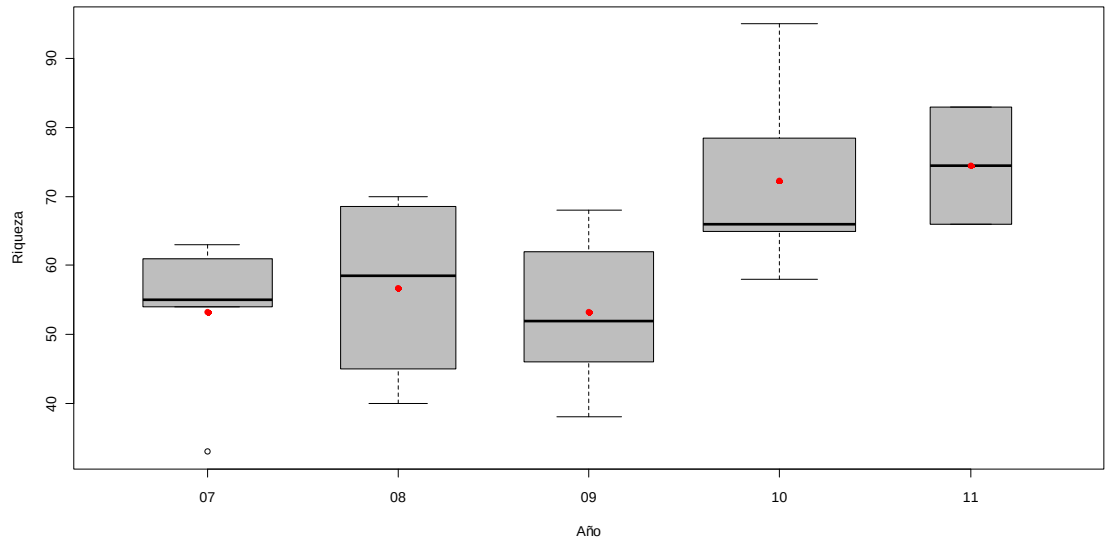


Figura 5. Riqueza específica anual del hábitat *Laminaria rodriguezii* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los

límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.05).

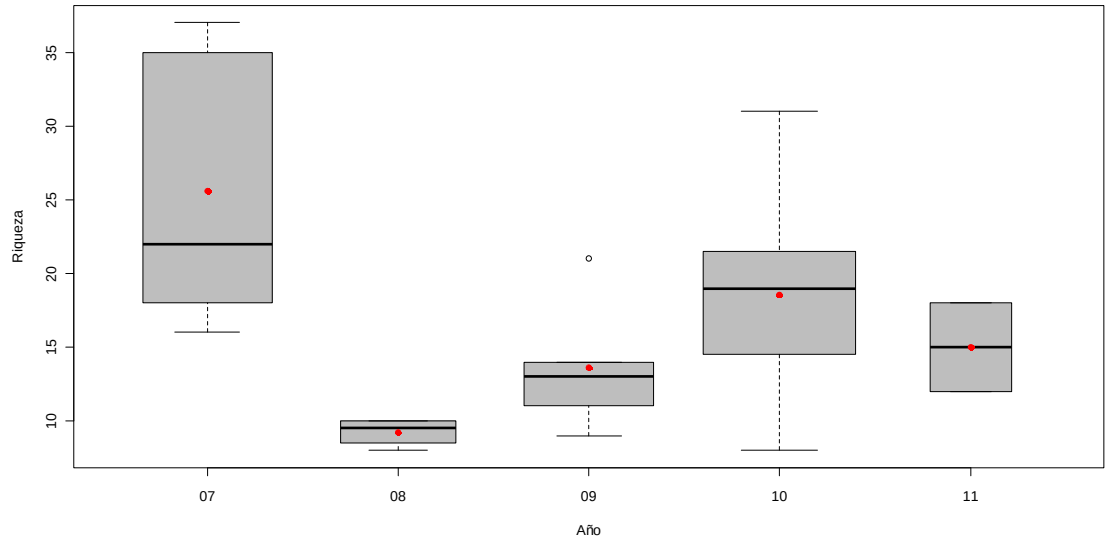


Figura 6. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Laminaria rodriguezii* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Fauna: 3.71	Fauna: 4.74
Riqueza específica	Fauna: 61.99 Flora: 16.40	Fauna: 74.50 Flora: 25.6

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *L. rodriguezii* en los fondos en los que forma facies se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando entre el valor medio mínimo de 330 kg/km^2 en 2010 y el máximo de 1251 kg/km^2 en 2009 (Figura 7).

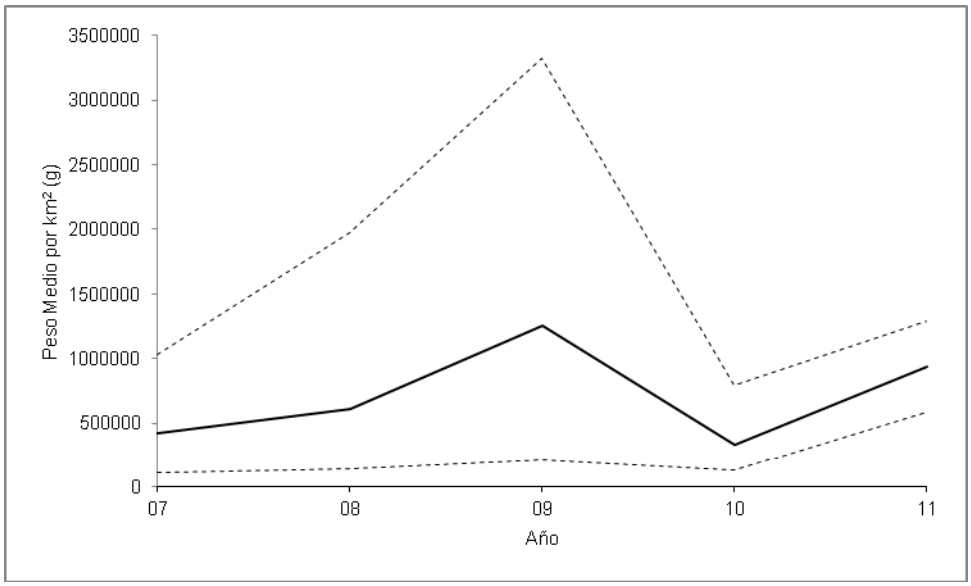


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Laminaria rodriguezii* en los en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	710517	1251442

Citas bibliográficas

Barberà C., De Mesa A., Ordines F., Moranta J., Ramón M., López-Jurado J.L., Massutí E. 2009. Informe Proyecto CANAL (Campaña CANAL0209).

Barberà C., Moranta J., Ordines F., Ramón M., De Mesa A., Díaz-Valdés M., Grau A.M., Massutí E. 2012. Biodiversity and habitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): implications for conservation. *Biodiversity Conservation*. DOI 10.1007/s10531-011-0210-1

Feldman J. 1934. Les Laminariaceés de la Mediterranée et leurs répartition géographique. *Bulletin des Travaux. Station d'Aquiculture et de* PÊCHE *de* CASTIGLIONE*, Algerie* 2: 143-184.

Giaccone G. 1967. Popolamenti a *Laminaria rodriguezii* Bornet sul banco Apollo dell'isola di Ustica (Mar Tirreno). *Nova Thalassia* 3(6): 1-9.

Joher S., Ballesteros E., Cebrian E., Sánchez N., Rodríguez-Prieto C. 2010. Algal-dominated seascapes from the continental Shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*.

Pérez-Ruzafa I.P., Izquierdo J.L., Araújo R., Sousa-Pinto I., Pereira L., Bárbara I. 2003. Mapas de distribución de algas marinas de la Península Ibérica e Islas Baleares. XVII. *Laminaria rodriguezii* Bornet y adiciones a los mapas de *L. hyperborea* (Gunner.) Foslie, *L. ochroleuca* Bach. Pyl. y *L. saccharina* (L.) Lamour. (Laminariales, Fucophyceae). *Botanica Complutensis* 27: 155-164.

Fondos de *Phyllophora crispa / Osmundaria volubilis*

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos sedimentarios infra- y circalitorales - *Fondos detríticos costeros - * Fondos de *Phyllophora crispa / Osmundaria volubilis*

DESCRIPCIÓN

Phyllophora crispa y *Osmundaria volubilis* son dos especies de algas rodofíceas, que crecen formando un sustrato eréctil sobre fondos circalitorales, tanto duros como detríticos costeros (Ballesteros, 1992). La importancia ecológica de estas especies no sólo radica en el aumento de la complejidad estructural de los sustratos que habitan. En el Antártico, los fondos de otra especie del mismo género, *Phyllophora antarctica*, presentan una importante producción primaria, que entra en la cadena trófica a través de organismos detritívoros y sirven de sostén a niveles tróficos superiores (Norkko *et al.*, 2004). Asimismo, la importancia de estos fondos también ha sido reconocida en el Mar Negro, donde el Campo de *Phyllophora* de Zernov se extendía por un área de unos 11000 km^2 y destacaba por la diversidad de especies de algas, invertebrados y peces asociados (Zaitsev, 1992). Aunque el 95% de este campo había desaparecido a principios de los años 80, debido a la eutrofización de la zona, en 2008 se reconoció la importancia ecológica de estos fondos, que se declararon Área Marina Protegida, doblándose la superficie marina total protegida en ese mar hasta entonces (Kostylev *et al.*, 2010).

Aunque en el borrador de hábitats del Mediterráneo aparecen los fondos de *P. Crispa / O. volubilis*, dentro del detrítico costero, la información que aparece sobre los mismos es escasa. No obstante, se ha señalado que estos fondos corresponden a la facies de *O. volubilis*, descrita por Pérès y Picard (1964) en fondos detríticos costeros, o a las comunidades de fondos más someros dominadas por *O. volubilis*, descritas por Serio y Pizzuto (1990, 1992) y Ballesteros (1992). De forma similar a los fondos de *Phyllophora* en el Antártico y Mar Negro, los fondos de *P. Crispa / O. volubilis* en el Mediterráneo no sólo aumentan la complejidad de los fondos blandos circalitorales, sino que son áreas de elevada producción primaria (40 gC/m^{-2}), algo muy relevante teniendo en cuenta la marcada oligotrofia de las aguas en las Islas Baleares (Estrada, 1996; Bosc *et al.*, 2004), la profundidad a la que se produce esta biomasa y la extensión que pueden abarcar estos fondos en el área, dónde el ambiente circalitoral posee una amplitud batimétrica considerable (Ballesteros, 1992).

Actualmente estos fondos no están contemplados por ninguna figura de protección en el Mediterráneo y no existe información sobre cuáles son los principales factores que los amenazan. En cualquier caso, se ha documentado que las algas son el grupo taxonómico más importante en los descartes que realiza la flota de arrastre cuando opera sobre estos fondos, que en las Islas Baleares pueden alcanzar hasta el 70% de la biomasa capturada (Carbonell *et al.*, 1998; Ordines *et al.*, 2006). Ello convierte a esta modalidad de pesca en su principal amenaza, principalmente en áreas como las Islas Baleares, dónde la distribución de las especies estructurantes de este hábitat a mayor profundidad (>50 m) respecto a la costa del Levante de la Península Ibérica, hace que estos fondos se solapen con caladeros tradicionales de la flota de arrastre.

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribucióndel hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Sublitoral-Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos duros y detríticos costeros
	Rango de profundidad	30-90 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *P. crispa / O. volubilis* sólo aparecieron en las Islas Baleares, y más concretamente en Mallorca y Menorca. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para este hábitat en el área (30-90 m; Ballesteros, 1992; Joher *et al.*, 2010), queda fuera de los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen de la plataforma continental y el talud. En Mallorca y Menorca los muestreos de estas campañas se limitan a fondos >50 m de profundidad, por lo que se debe considerar como profundidad mínima la descrita en la literatura (30 m). Las profundidades medias a las que se localiza éste hábitat se encuentran entre 60 y 70 m de profundidad, durante toda la serie de campañas, con valores de los percentiles que también se sitúan, en general, en esta franja batimétrica. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 93 m de profundidad en el año 2010 (Figura 1).

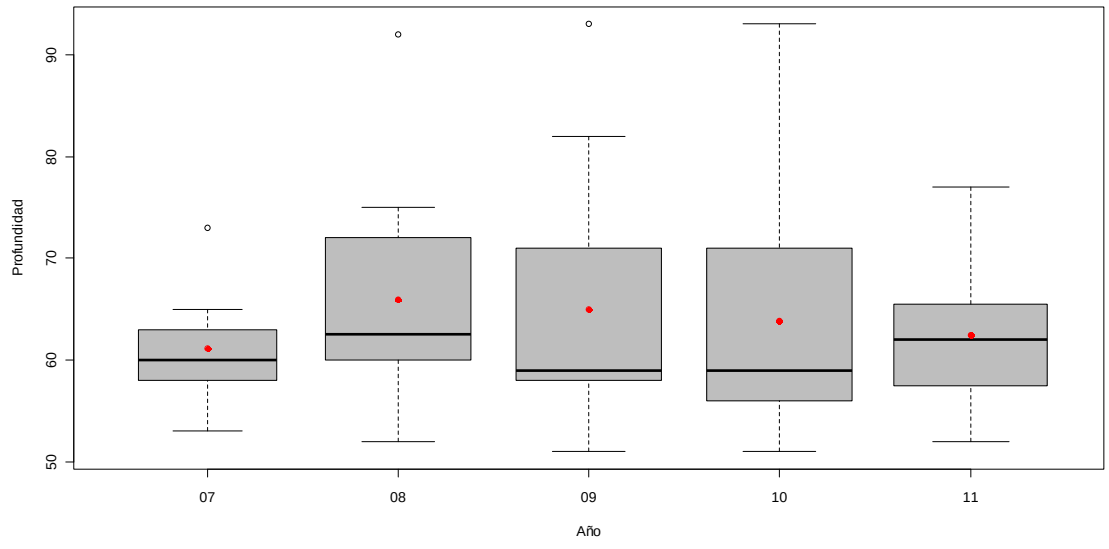


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	51-85	51-93

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En la costa del Levante de la Península Ibérica, la presencia de *P. crispa* y *O. volubilis* se ha detectado casi exclusivamente en la zona entre Cabo de Palos y Cabo la Nao, aunque, durante los últimos cinco años, en ningún caso llega a ser tan abundante como para superar el umbral pre-definido para considerar que forma facies (90 kg/km^2). En cambio, estas especies están ampliamente distribuidas en los fondos circalitorales de sedimentos gruesos de Mallorca y Menorca, dónde forman hábitat en el 76.2% del total de las cuadrículas muestreadas sobre este tipo de fondos (Figuras 2 y 3), así como en el 9.1% de los fondos circalitorales de arenas finas. El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición en las cuadrículas muestreadas en las Islas Baleares se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, aunque se observa un ligero incremento (~2.5%) en el último año, respecto al valor de evaluación actual para este indicador (Figura 4; ver recuadro indicador).

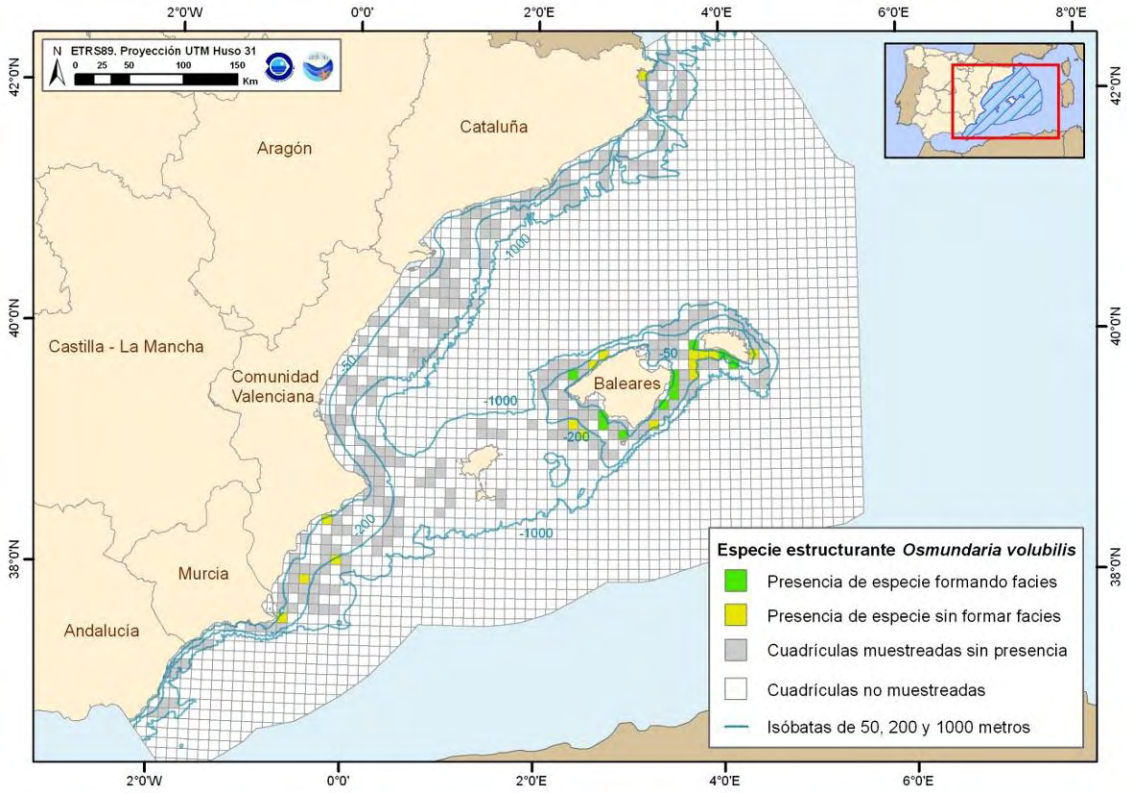


Figura 2. Distribución espacial de *Osmundaria volubilis*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

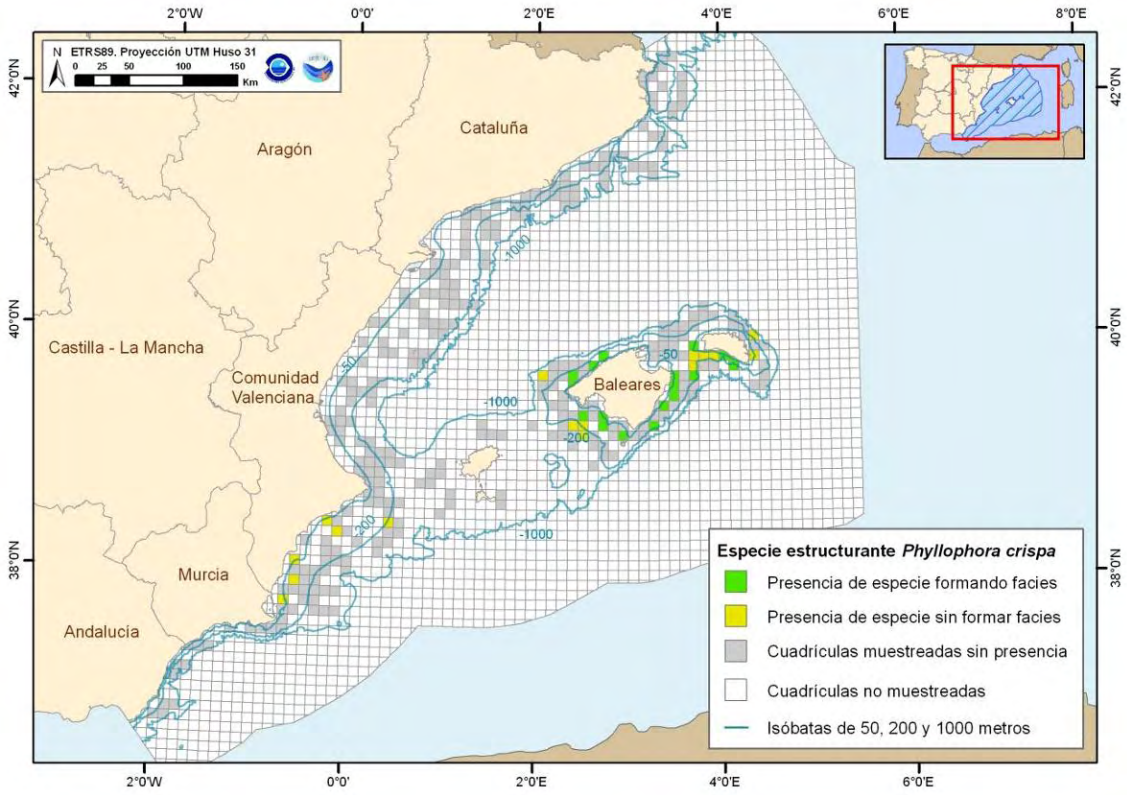


Figura 3. Distribución espacial de *Phyllophora crispa*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

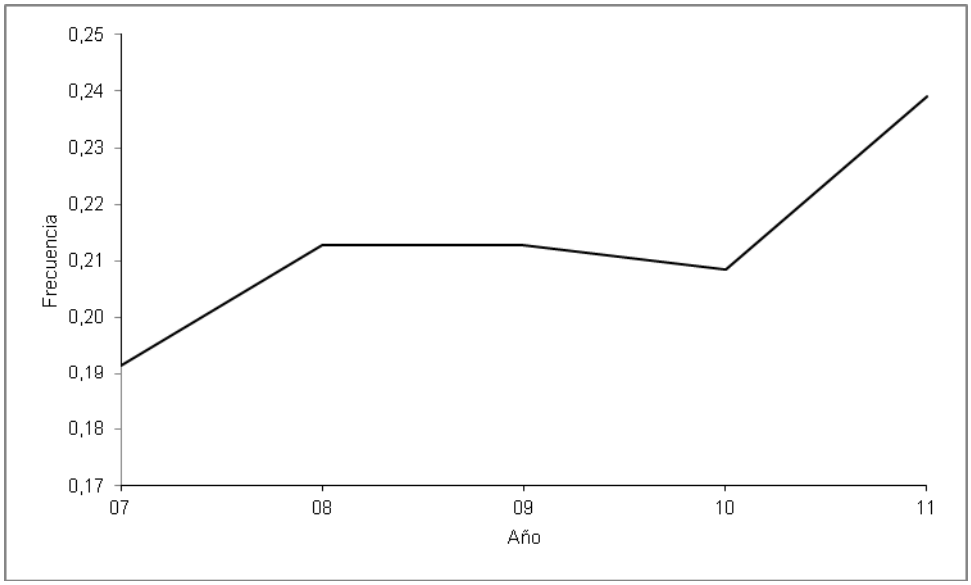


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.05$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	21.29	23.91

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *P. crispa* / *O. volubilis* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 85 especies de flora y 367 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *Lithothamnion valens, Spongites fruticulosa* y *Flabellia petiolata*, los peces *Serranus cabrilla, Trachinus draco, Scyliorhinus canicula*, *Chelidonichthys lastoviza, Mullus surmuletus, Scorpaena scrofa, Scorpaena notata, Arnoglossus thori, Pagellus erythrinus* y *Serranus hepatus*, los crustáceos *Dardanus arrossor, Inachus thoracicus, Pagurus prideauxi* y *Pisa armata*, los moluscos *Octopus vulgaris*, *Loligo vulgaris* y *Sepia elegans,* los equinodermos *Echinaster sepositus*, *Luidia ciliaris*, *Spatangus purpureus y Ophiura texturata,* las ascidias *Ascidia mentula* y *Microcosmus vulgaris*, y varias especies de esponjas (p.ej. *Suberites domuncula*) (Tabla 1).

El ajuste lineal reveló que los valores anuales medios del índice de diversidad faunística se mantienen estables a lo largo de la serie, oscilando entre 3.5 y 4 (Figura 5). En cambio, los valores medios de riqueza específica de la fauna mostraron una tendencia ascendente (Figura 6), especialmente los dos últimos años de la serie, en los que las medias anuales se colocan por encima de las 70 especies/lance. La riqueza específica de algas no mostró tendencia alguna a lo largo de la serie (Figura 7), aunque el valor de referencia (27 especies/lance, obtenido en 2007) es muy superior al valor de evaluación actual (18 especies/lance) y al resto de valores medios de la serie (13-18 especies/lance).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Phyllophora crispa / Osmundaria volubilis* de los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Lithothamnion valens*	80	234018
	Spongites fruticulosa	74	308315
	Flabellia petiolata	70	58997
Peces	*Serranus cabrilla*	100	103811
	Trachinus draco	100	38103
	Scyliorhinus canicula	98	299268
	Chelidonichthys lastoviza	98	88019
	Mullus surmuletus	84	190883
	Scorpaena scrofa	82	33481
	Scorpaena notata	82	19942
	Arnoglossus thori	80	3006
	Pagellus erythrinus	78	19994
	Serranus hepatus	72	7073
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	94	14894
	Inachus thoracicus	88	1797
	Pagurus prideauxi	78	9906
	Pisa armata	70	748
Moluscos	*Octopus vulgaris*	98	427668
	Loligo vulgaris	84	21145
	Sepia elegans	78	1107

Equinodermos	*Echinaster sepositus*	96	9191
	Luidia ciliaris	74	8497
	Spatangus purpureus	70	3796586
	Ophiura texturata	70	776
Otros invertebrados	Porifera	100	267307
	Ascidia mentula	96	74453
	Suberites domuncula	94	51631
	Microcosmus vulgaris	76	15732
	Calliactis parasitica	70	9741

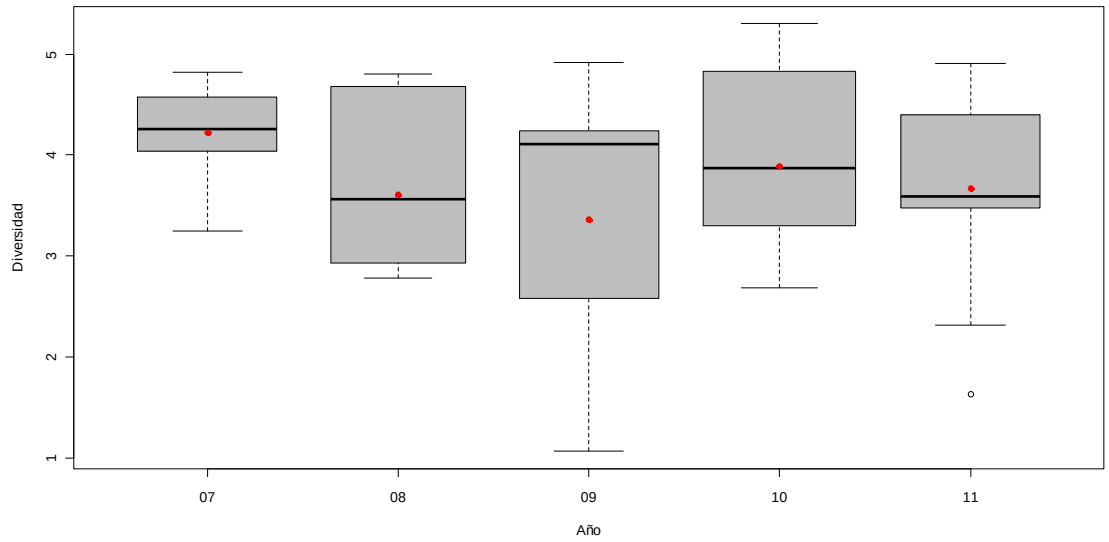


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Phyllophora crispa / Osmundaria volubilis* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para las diversidades medias no mostró ninguna tendencia significativa (p=0.5).

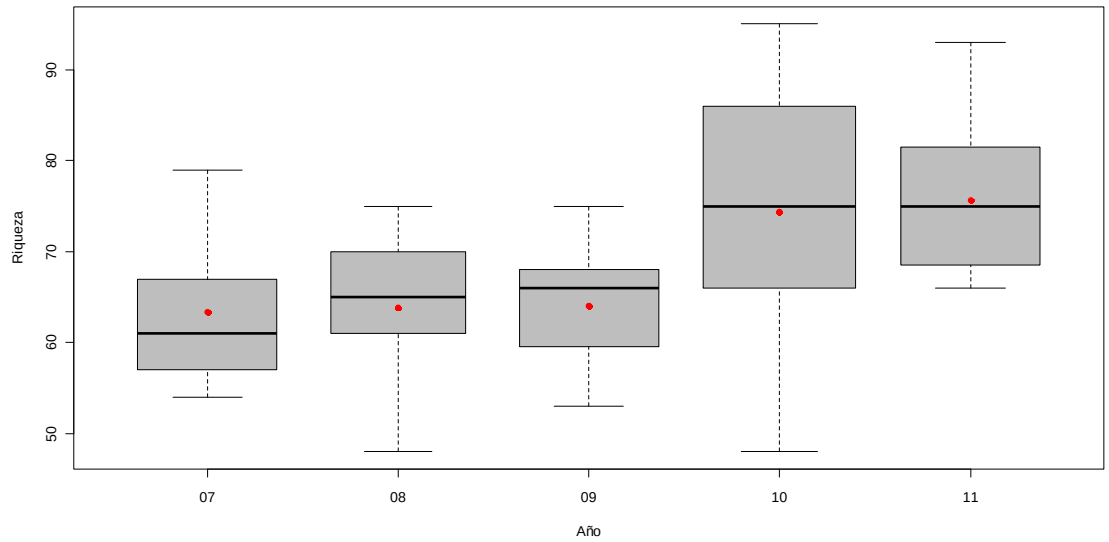


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Phyllophora crispa / Osmundaria volubilis* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores

atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.05$; $R^2=0.736$).

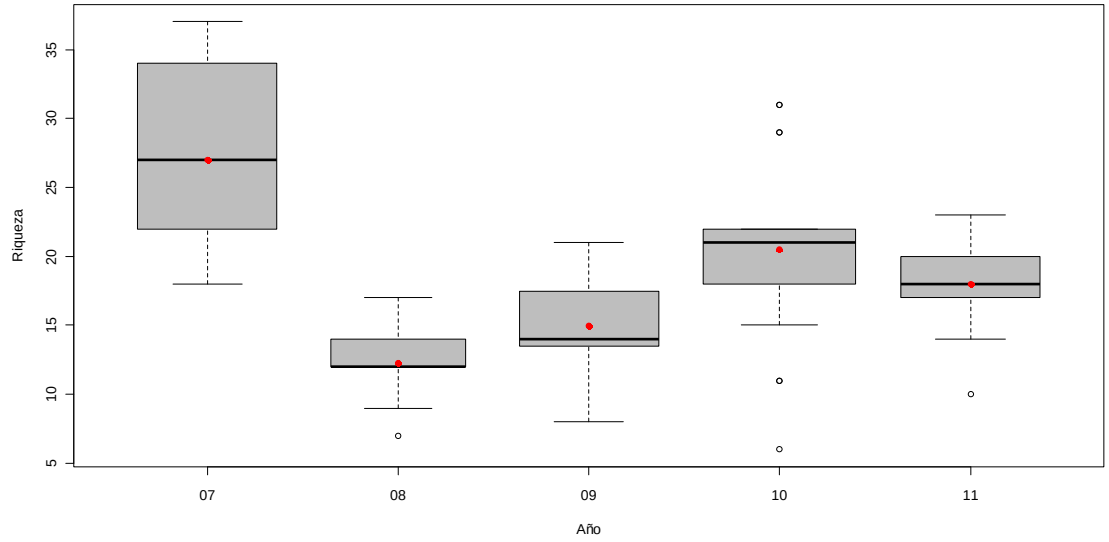


Figura 7. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Phyllophora crispa / Osmundaria volubilis* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Fauna: 3.75	Fauna: 4.23
Riqueza específica	Fauna: 68.22 Flora: 18.54	Fauna: 75.60 Flora: 27.00

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de las especies estructurantes en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie

histórica, alrededor de 1500 kg/km^2, con excepción del último año en que la media se situó en los 3500 kg/km^2 (Figura 8).

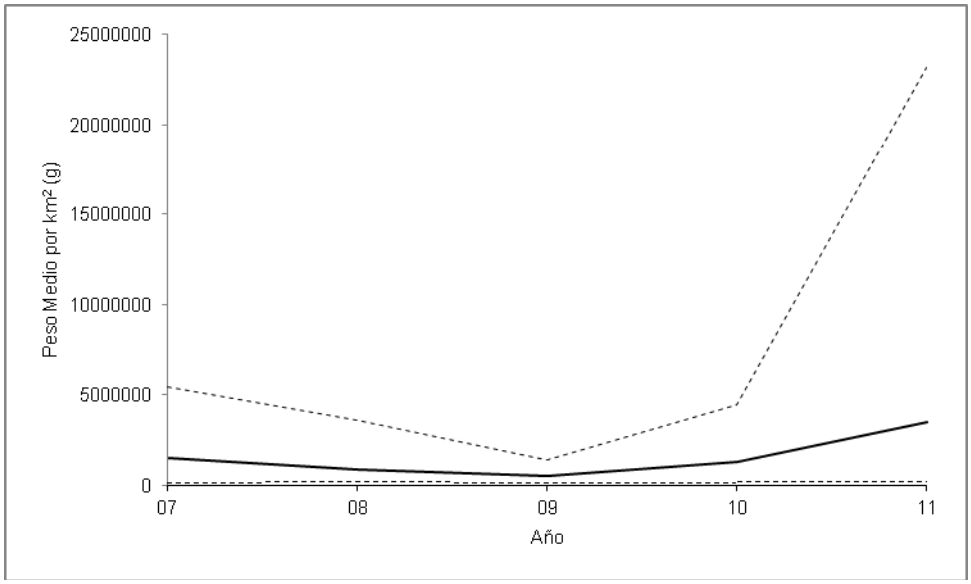


Figura 8. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Phyllophora crispa* y *Osmundaria volubilis* en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	VALOR ACTUAL	EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	1548113		3510207

Citas bibliográficas

Ballesteros E. 1992. Els fons rocosos profunds amb *Osmundaria volubilis* (Linné) R.E. Norris a les Balears. *Bolletí de la Societat de Història. Natural de les Illes Balears* 35: 33–50.

Bosc E., Bricaud A., Antoine D. 2004. Seasonal and interanual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochem. Cycles* 18: 1-17.

Carbonell A., Martín P., De Ranieri S., WEDIS team. 1998. Discards of the western Mediterranean trawl fleets. *Rapport de la Commision Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 35: 392–393.

Estrada M. 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* 60(2): 55–64.

Joher S., Ballesteros E., Cebrian E., Sánchez N., Rodríguez-Prieto C. 2010. Algal-dominated seascapes from the continental Shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*.

Kostylev E.F., Tkachenko F.P., Tretiak I.P. 2010. Establishment of "Zernov's *Phyllophora* field" marine reserve: Protection and restoration of a unique ecosystem. *Ocean and Coastal Management* 53: 203-208.

Norkko A., Thrush S.F., Cummings V.J., Funnell G.A., Schwarz A-M., Andrew N.L., Hawes I. 2004. Ecological role of *Phyllophora antarctica* drift accumulations in coastal soft-sediment communities. *Polar Biology* 27: 482–494.

Ordines F., Massutí E., Guijarro B, Mas R. 2006. Diamond vs. square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquatic Living Resources* 19: 329–338.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31: 1–137.

Serio D., Pizzutto F., 1990. Su un popolamento a *Vidalia volubilis* (L.) J.A.G. (Ceramiales, Rhodophyta) del litorale di Pozzillo (Catania). *Bollettino mensile delle sedute della Accademia Gioenia Scienze Naturali in Catania* 336: 399-414.

Serio D., Pizzutto F., 1992. Sul popolamento a *Osmundaria volubilis* (L.) Norris del litorale di Pozzillo (Catania). *Bollettino mensile delle sedute della Accademia Gioenia Scienze Naturali in Catania* 339: 307-323.

Zaitsev Y.P. 1992. Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fisheries Oceanography* 1(2): 180–190.

Fondos de grandes Braquiópodos-Fondos con *Gryphus vitreus*

Código EUNIS: A.6.- Fondos profundos – A.6.3.- Arenas de fondos profundos – A.6.3.1 – Comunidades batiales de arenas detríticas con *Gryphus vitreus* / Listado de Hábitats del Mediterráneo: A.6.- Fondos profundos - *Fondos de reborde de plataforma – Fondos con *Gryphus vitreus*

DESCRIPCIÓN

Los fondos de grandes braquiópodos se extienden en la franja batimétrica que existe entre las biocenosis de los fondos detríticos costeros del circalitoral (100-120 m) y las biocenosis de los fangos batiales, a unos 300 m de profundidad dependiendo de la pendiente del talud (Emig, 1989). La especie característica de estos fondos es *Gryphus vitreus*, la cual puede llegar a densidades de hasta 700 individuos/m^2 (Emig, 1987). Los fondos de *G. vitreus* se extienden por todo el Mediterráneo formando una banda más o menos ancha a lo largo del margen continental, en la cual la abundancia de *G. vitreus* depende en gran medida de las condiciones hidrodinámicas locales. La presencia de un hidrodinamismo importante, que disminuye la sedimentación y aumenta el aporte de nutrientes, junto a una temperatura y salinidad constantes, favorece el desarrollo de esta especie; mientras que el aporte de sedimentos terrígenos finos parece ser un factor altamente desfavorable (Emig, 1987,1989). En zonas de bajo hidrodinamismo (0.5-1 nudo de velocidad de la corriente) las abundancias son bajas y se mueven en torno a los 5-10 individuos/m^2, mientras que a velocidades más elevadas (1.5-2 nudos), se pueden encontrar valores en torno a los 400-600 individuos/m^2 (Emig, 1987). La fauna bentónica acompañante es principalmente reófila, con poliquetos, moluscos y equinodermos entre los principales grupos (Pérès, 1985).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Reborde de plataforma/Talud superior
	Tipo de sustrato	Arenas finas y fango
	Rango de profundidad	120-300 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos con *G. vitreus* se han detectado tanto en las Islas Baleares como en la costa del Levante de la Península Ibérica, aunque en esta última área solo en un año (2001) y en una sola muestra a 124 m de

profundidad. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca estuvo en torno a los 120 m. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 120 y 147 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, en esta franja batimétrica. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables (Figura 1).

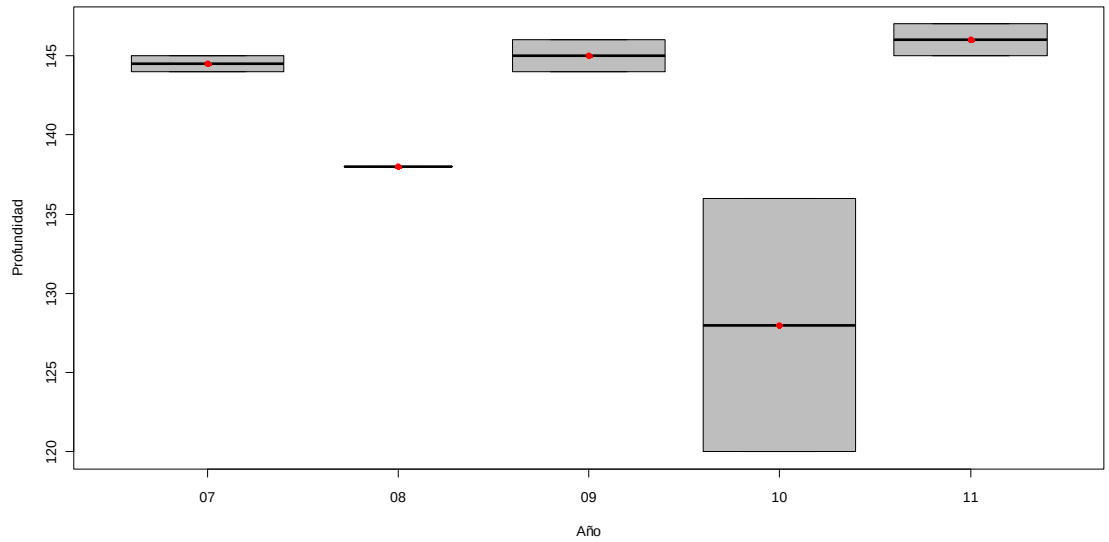


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	138-142	120-147
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	124

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *G. vitreus* se da de forma puntual en la costa del Levante de la Peninsula Ibérica, dónde en los últimos cinco años de muestreo no se ha superado el umbral pre-determinado (800 individuos/km^2) para considerar que la especie forma facies. En cambio, parece más frecuente en el sur de Ibiza y Formentera y sobre todo en Mallorca y Menorca, dónde llega a formar facies en algunas de las cuadrículas situadas al oeste de Mallorca (Figura 2). No puede descartarse la presencia de facies de fondos de *G. vitreus* en Ibiza y Formentera, aunque hasta el momento, los muestreos más superficiales realizados en esas islas estarían en el límite más profundo en el que esta facies ha sido detectada en el resto del área.

Mientras en el Levante de la Península Ibérica éstos fondos solo aparecen un año (2001), representando un porcentaje de aparición del 1.2% de las cuadrículas muestreadas, en las Islas Baleares la media de este porcentaje en los últimos cinco años aumenta hasta el 3.8%. El ajuste lineal mostró estabilidad en los porcentajes de aparición en las Islas Baleares con valores en torno a 4.3% para todos los años excepto 2008 (2.2%) (Figuras 3 y 4).

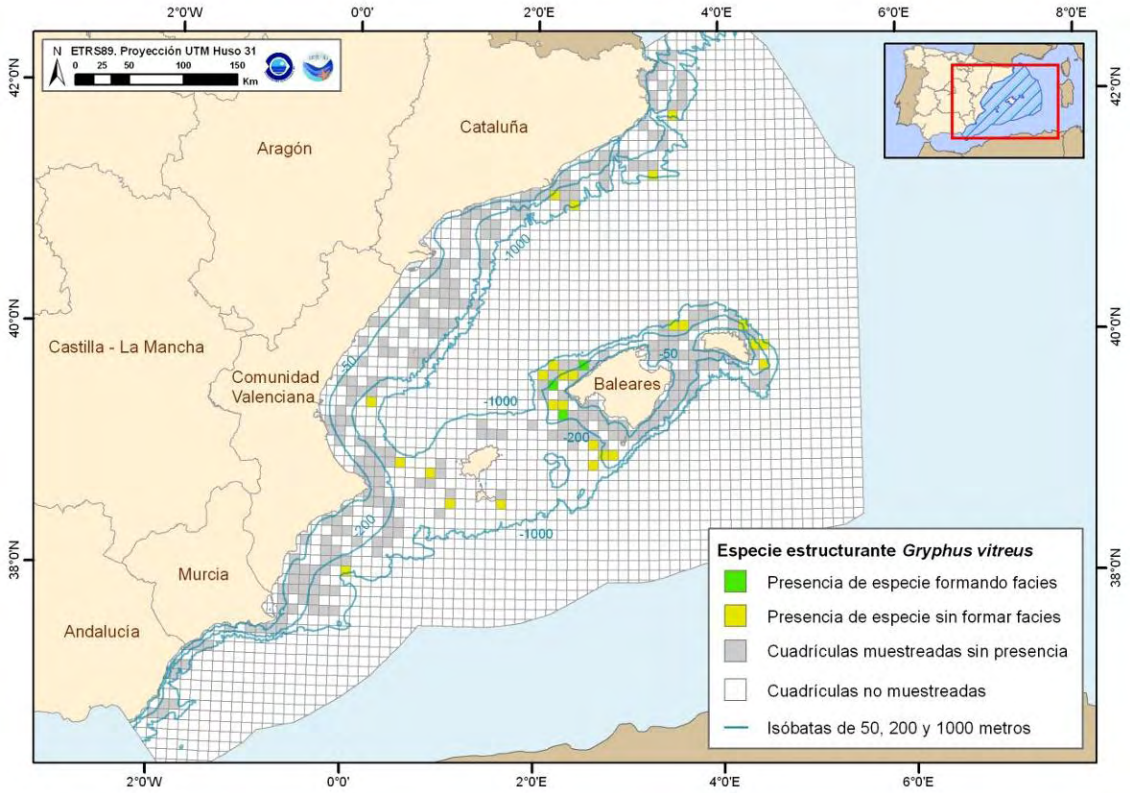


Figura 2. Distribución espacial de *Gryphus vitreus*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

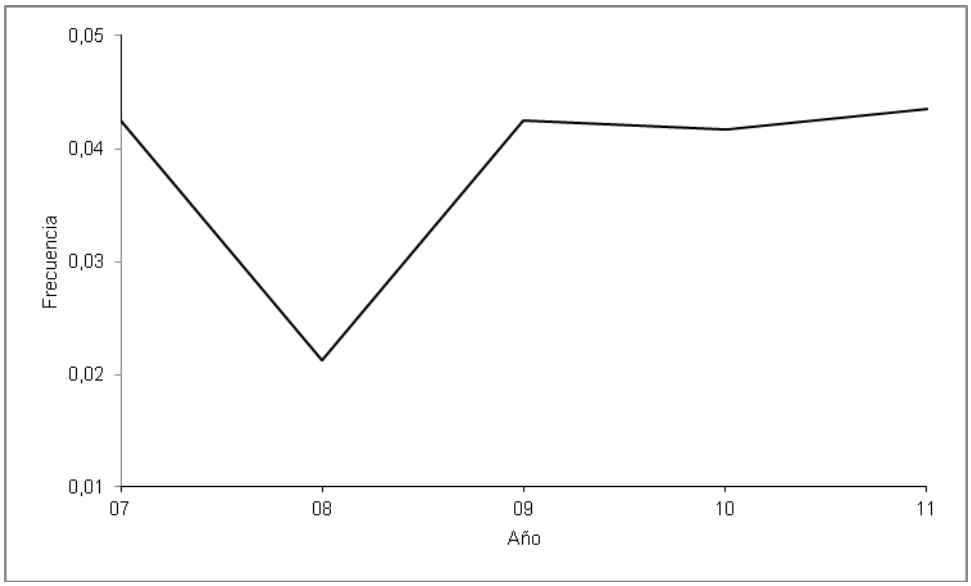


Figura 3. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Gryphus vitreus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

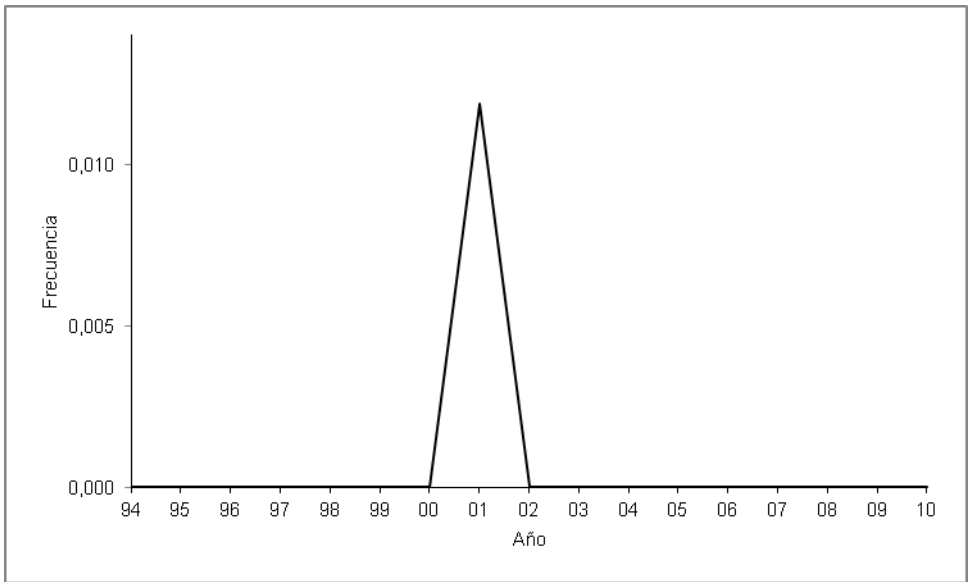


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Gryphus vitreus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	3.83	4.35
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	1.19

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *G. vitreus* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 119 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan los peces *Scyliorhinus canicula*, *Chelidonichthys cuculus*, *Merluccius merluccius, Trigla lyra, Serranus hepatus, Trachurus trachurus, Capros aper, Raja clavata, Mullus surmuletus*, *Zeus faber, Trachinus draco*, *Macroramphosus scolopax, Deltentosteus quadrimaculatus* y *Arnoglossus rueppelii,* entre otros, los crustáceos *Macropipus tuberculatus* y *Dardanus arrosor,* los moluscos *Eledone cirrhosa*, *Loligo forbesi*, *Alloteuthis media* y *Scaeurgus unicirrhus,* y los equinodermos *Stichopus regalis* y *Gracilechinus acutus* (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 2.1 y 3.8 y 43 y 53 especies/lance, respectivamente (Figuras 5 y 6).

En el Levante de la Península Ibérica, en la única muestra en la que apareció la facies de fondos con *G. vitreus*, se detectó la presencia de un total de 47 especies de fauna. Por su biomasa destacan los peces *Spicara smaris*, *R. clavata*, *Scorpaena elongata*, *C. cuculus, S. canicula* y *Serranus hepatus*, el crustáceo *Pagurus prideauxi,* los moluscos *Ptercotopus tetracirrhus, Illex coindetti y S. unicirrhus,* y el equinodermo *Cidaris cidaris*. Los valores medios del índice de diversidad faunística y de riqueza específica fueron de 3.15 y 47 especies/lance, respectivamente.

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	117360
	Chelidonichthys cuculus	100	60724
	Merluccius merluccius	100	37901
	Trigla lyra	100	21871
	Serranus hepatus	100	13944
	Trachurus trachurus	89	524680
	Capros aper	89	237987
	Raja clavata	89	125526
	Mullus surmuletus	89	45328
	Zeus faber	89	40528
	Trachinus draco	89	27269
	Macroramphosus scolopax	89	13607
	Deltentosteus quadrimaculatus	89	5245
	Arnoglossus rueppelii	89	2048
	Raja naevus	78	36185
	Mullus barbatus	78	25114
	Spicara smaris	78	25063
	Lophius budegassa	78	11377
	Lepidorhombus boscii	78	7947
	Synchiropus phaeton	78	6411
Crustáceos	*Macropipus tuberculatus*	100	4705

	Dardanus arrosor	78	1400
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	100	25260
	Loligo forbesi	89	7731
	Alloteuthis media	89	1834
	Scaeurgus unicirrhus	78	3621
Equinodermos	*Stichopus regalis*	100	87946
	Gracilechinus acutus	78	52064

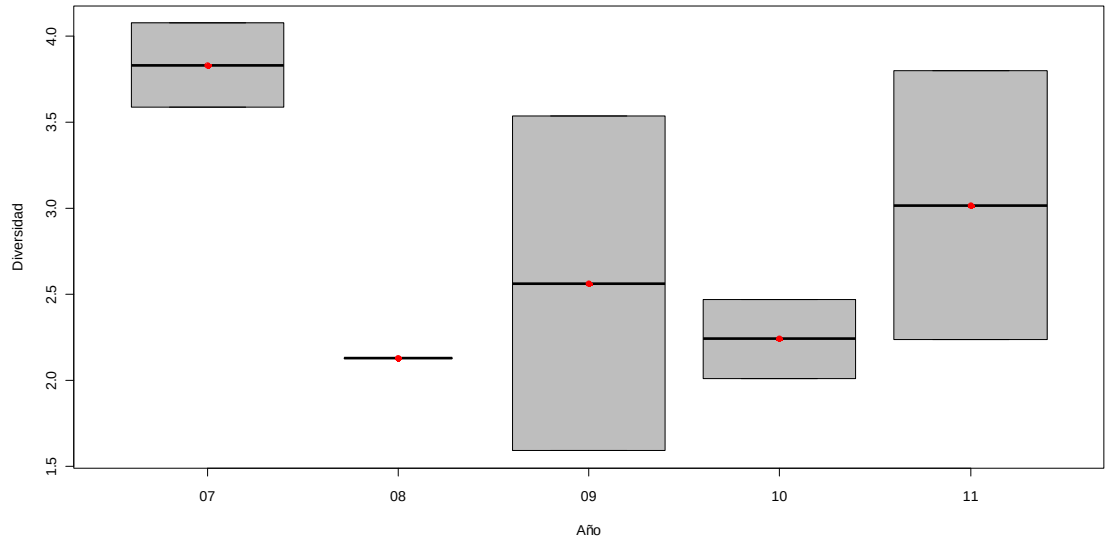


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

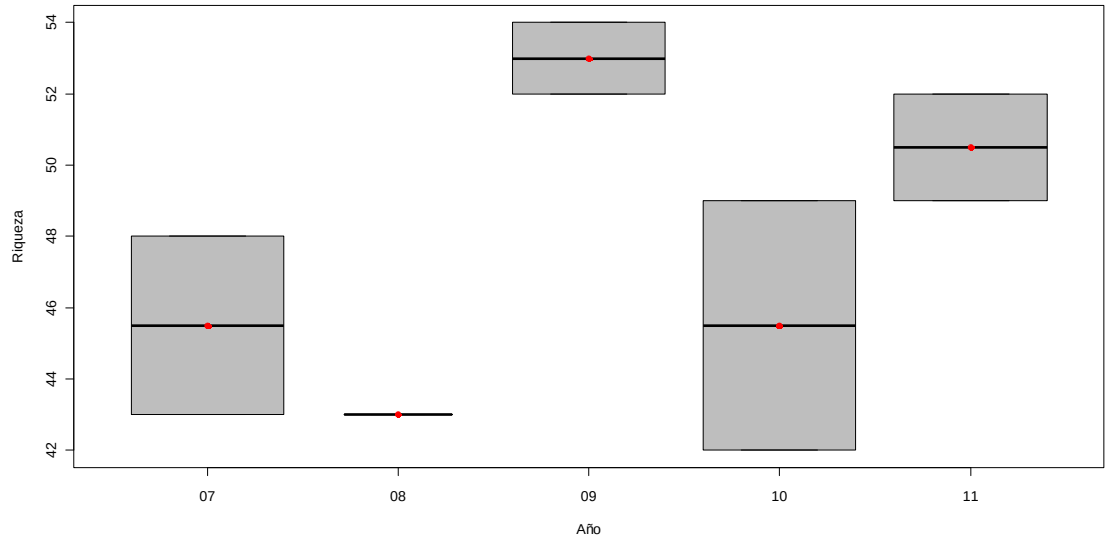


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	2.76	3.83
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	3.15
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	47.50	53.00
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	47

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *G. vitreus* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando

entre el mínimo de 7 kg/km^2 en 2010 y el máximo de 48 kg/km^2 en 2011 (Figura 7). Respecto al Levante de la Península Ibérica, en la única muestra en que se detectó este tipo de fondo, la biomasa de *G. vitreus* fue de 30 kg/km^2.

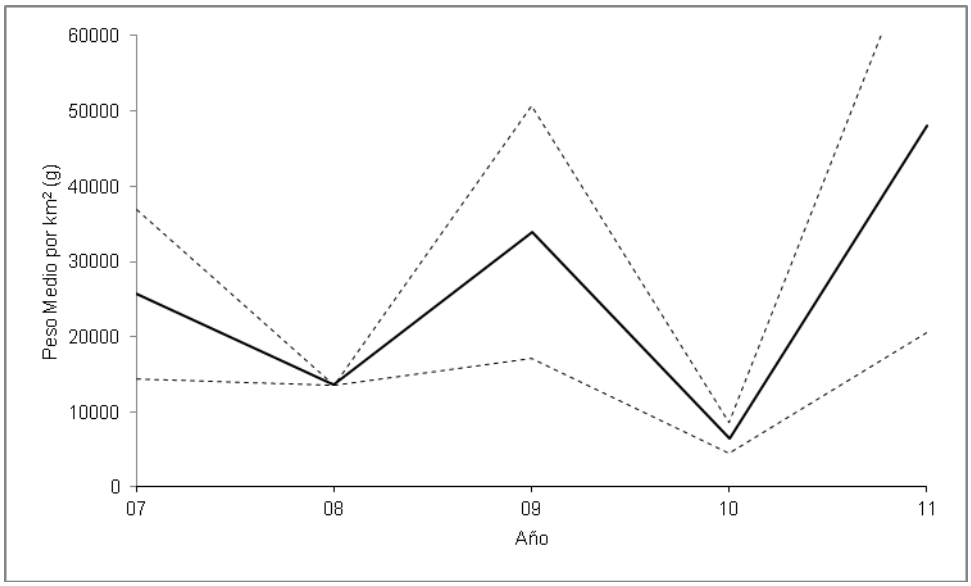


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Gryphus vitreus* en los fondos en los que forma facies de de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	25590	48010
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	30249

Citas bibliográficas

Emig C.C. 1987. Offshore brachiopods investigated by submersible. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 108: 261-273.

Emig C.C. 1989. Distributional patterns along the Meditterranean continental margin (upper bathyal) using Gryphus vitreus (Brachiopoda) densities. *Palaeogeography, Paleaeoclimatology, Palaeoecology* 71: 253-256.

Pérès J.M. 1985. History of the Mediterranean Biota and the Colonization of the Depths. In Western Mediterranean, Margalef R. (ed.). Pergamon Press: London, 198–232.

Fondos blandos con presencia o Facies de *Funiculina quadrangularis*

Código EUNIS: A.6- Fondos profundos – A.6.5.- Fangos del mar profundo – A.6.51. – Comunidades mediterráneas de fangos batiales- A6.513. Facies de fangos blandos con *Funiculina quadrangularis* / Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos – A.6.5.- Fangos del mar profundo – A.6.51. – Fangos batiales mediterráneos - Fangos blandos con *Funiculina quadrangularis*

DESCRIPCIÓN

El pennatuláceo (también conocidos como "plumas de mar") *Funiculina quadrangularis,* se distribuye en fondos blandos (Figura 1), característica esta compartida por todos los organismos de este grupo de antozoos. Esta especie presenta una morfología alargada, con aspecto de látigo, pudiendo alcanzar los 2 m de longitud total, y la parte emergente del sedimento, 1.5 m aproximadamente (Greathead *et al.,* 2007). Los pólipos autozooides (encargados de la alimentación y reproducción de la colonia), se desarrollan directamente del pólipo axial. *F. quadrangularis* se distribuye preferentemente en fangos finos en aguas profundas, y raramente ha sido documentada por encima de los 20 m, la profundidad mayor registrada hasta la fecha supera los 2000 m (Manuel, 1988). Esta especie ha sido ampliamente estudiada en aguas escocesas, mostrando en las mismas valores de abundancia bajos y una distribución más restringida que las otras especies de pennatuláceos que habitan aquellas aguas; las razones que se argumentan para esta distribución restringida y estos bajos valores de abundancia, son por un lado la disminución de la calidad de los biotopos ocupados por este grupo (Jones *et al.*, 2000), siendo además *F. quadrangularis* una especie considerada especialmente sensible a las perturbaciones físicas causadas por las actividades de la pesca demersal (MacDonald *et al.,* 1996). En el caso concreto de las aguas escocesas, la importante actividad pesquera de cigala (*Nephrops norvegicus*) puede ser uno de los aspectos que ha contribuido a la degradación de hábitats para los pennatuláceos, y en concreto para la especie que nos ocupa.



Figura 1. *Funiculina quadrangularis* a 185 m de profundidad en la plataforma adyacente al cañón submarino de Cap Bretón (Fuente: OCEANA).

Aparte de los trabajos ya citados aquí, y del trabajo de Edwards y Moore (2009) sobre la reproducción de esta especie, existe poca información sobre la misma, siendo aún más escasa la relativa a aguas mediterráneas. Se conoce la presencia de poblaciones de esta especie en diversas localidades, especialmente en el mar Egeo, dónde existen citas de la misma, con presencia importante en dicho mar, al menos en tiempos pasados (Vafidis *et al.,* 1994 y citas en este artículo). También en Argelia, se ha citado la presencia del crustáceo *Parapenaeus*

longirostris con grandes densidades en la parte más somera del talud (200-400 m), en fondos fangosos ocupados por "praderas" de *F. quadrangularis* (Nouar y Maurin 2001), mostrando el papel que juega este pennatuláceo como "acumulador" de organismos del plancton suprabentónico. Este papel ha sido documentado también en otras zonas del Mediterráneo por Manning y Froglia (1982), que observaron elevadas concentraciones de crustáceos, asociadas a las poblaciones de *Funiculina*. También en zonas nor-atlánticas han sido consideradas las comunidades dominadas por pennatuláceos como "crustacean traps" (Eno *et al.,* 2001). Existe también información relativa al Golfo de León, donde Maurin (1968) documenta los fondos de entre 250 y 450 m como caracterizados por la presencia de *F. quadrangularis*. En la zona de Cap de Creus (Costa Brava catalana) también se ha citado la presencia de esta especie aunque con bajas abundancias (Gili *et al.*, 2011). Sin embargo la información general sobre la distribución de esta especie, la extensión y las características de sus poblaciones es escasa y muy fragmentaria.

El factor antropogénico que más afecta a la distribución de *F. quadrangularis* es la perturbación física propia de las actividades de pesca de arrastre (Hughes, 1998; STEFC 2006).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos fangosos compactados
	Rango de profundidad	110-160 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Atlántico Norte desde las costas británicas hasta aguas ibéricas, presente en todo el Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear los fondos de *F. quadrangularis* se han detectado tanto en las Islas Baleares como en la costa del Levante de la Península Ibérica. La profundidad mínima a la que se ha detectado estos fondos en Mallorca y Menorca estuvo en torno a los 110 m. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 125 y 141 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, en esa misma franja batimétrica. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables (Figura 2).

En la zona del Levante de la Península Ibérica las profundidades mínima y máxima a la que se han detectado estos fondos fueron de 84 m y 309 m, respectivamente. Las profundidades medias oscilaron entre 102 y 164 m, con valores de los percentiles que se situaron, en general, entre 90 y 150 m. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que también se mantienen estables para el Levante de la Península Ibérica (Figura 3).

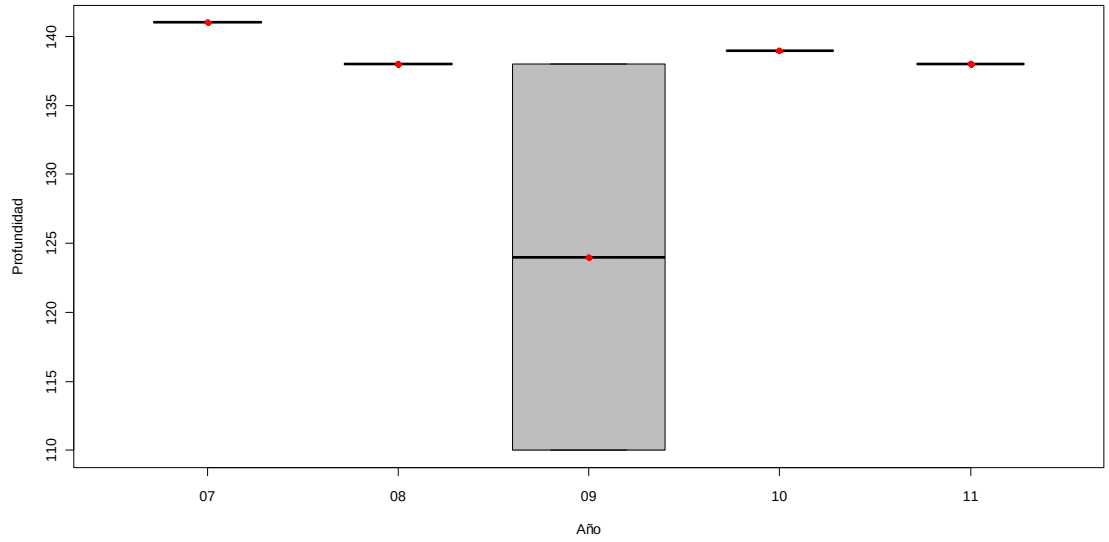


Figura 2. Distribución batimétrica anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

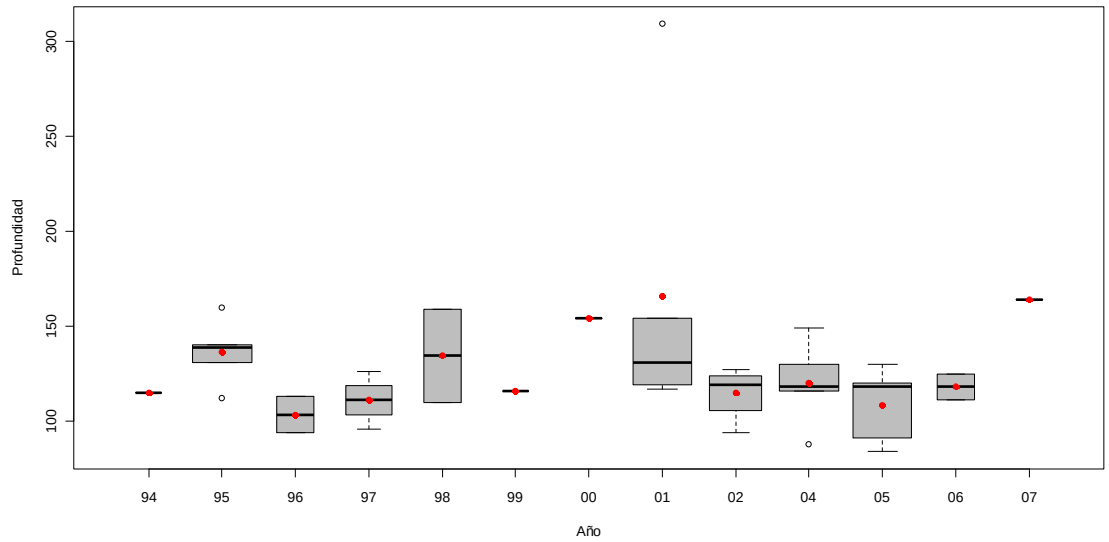


Figura 3. Distribución batimétrica anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su

amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	133-139	110-141
	Levante Peninsular	138-146	84-309

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *F. quadrangularis* en el Levante de la Península Ibérica se da de forma esporádica, aunque su presencia ha sido detectada de forma más frecuente frente a la costa valenciana, donde se localizan las tres únicas cuadrículas en las que ésta especie presenta abundancias por encima del umbral pre-determinado (800 individuos/km^2) para considerar que forma facies (Figura 4). En las Islas Baleares *F. quadrangularis* ha sido detectada en el sur y suroeste de Mallorca y en el Canal de Menorca, dónde se encuentran las dos únicas cuadrículas en las que ésta especie forma facies. No puede descartarse que esta especie también se encuentre formando facies en Ibiza y Formentera, dónde se ha detectado su presencia; aunque, hasta el momento, los muestreos más superficiales realizados en esas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen de la plataforma continental y el talud, estarían en el límite más profundo en el que estos fondos han sido detectados en el resto del área.

El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición de *F. quadrangularis* en el total de cuadrículas muetreadas en las Islas Baleares se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, con valores de ≈2% para todos los años excepto 2009 en que se registró el máximo de 4.2%. (Figura 5). En el Levante de la Península Ibérica tampoco se observó ninguna tendencia, con valores que oscilaron entre el 2 y 6%. Sin embargo, cabe destacar que en esta área los fondos de *F. quadrangularis* no han sido detectados durante los tres últimos años de la serie (Figura 6).

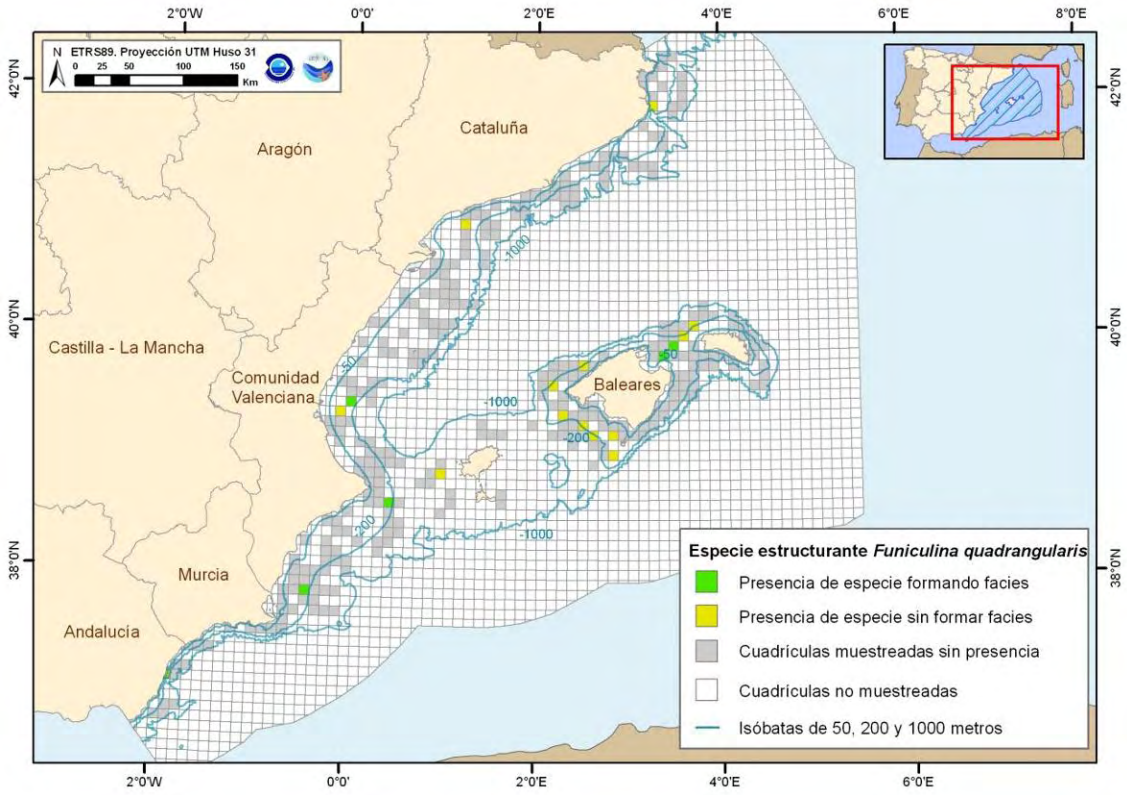


Figura 4. Distribución espacial de *Funiculina quadrangularis*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

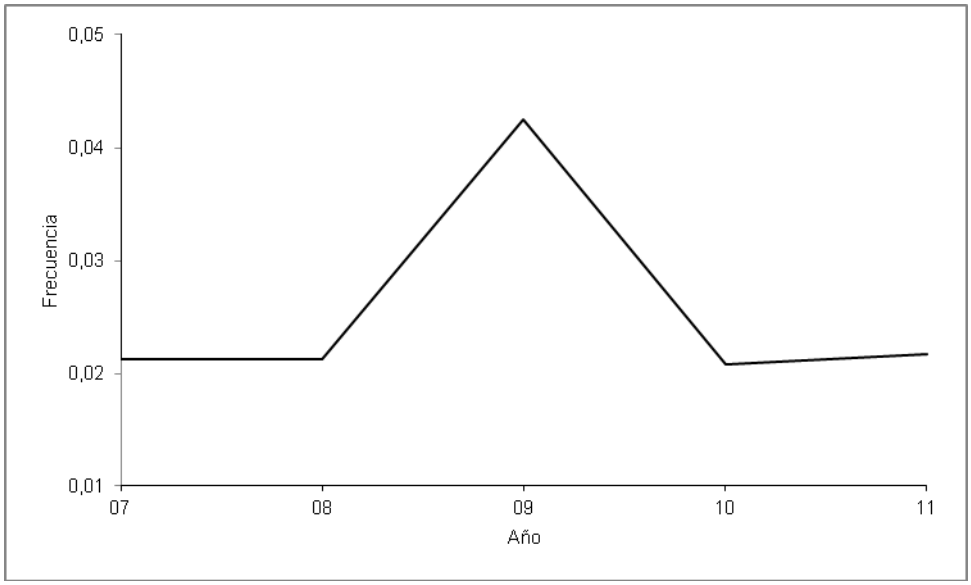


Figura 5. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Funiculina quadrangularis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

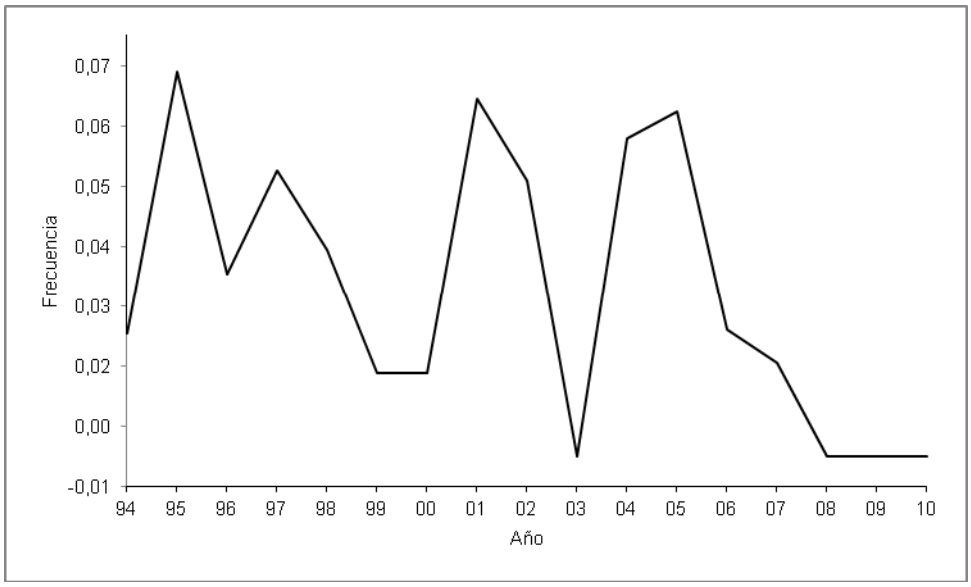


Figura 6. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Funiculina quadrangularis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	2.55	4.26
	Levante Peninsular	0.73	6.41

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *F. quadrangularis* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 92 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media destaca otro cnidario *Alcyonium palmatum*, los peces *Trachurus trachurus*, *Scyliorhinus canicula*, *Merluccius merluccius, Serranus hepatus, Lepidotrigla cavillone, Chelidonichthys cuculus*, *Trisopterus minutus*, *Trachinus draco*, *Serranus cabrilla*, *Trachurus mediterraneus*, *Raja clavata*, *Capros aper*, *Macroramphosus scolopax* y *Spicara smaris*, el crustáceo *Macropipus tuberculatus*, los moluscos *Illex coindetii* y *Alloteuthis media,* el equinodermo *Stichopus regalis*, y la esponja *Thenea muricata* (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 2.1 y 3.3, y 39 y 54 especies/lance, respectivamente (Figuras 7 y 8).

En el Levante de la Península Ibérica se ha detectado la presencia de un total de 106 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan los peces *C. aper*, *M. merluccius, Cepola rubescens, M. scolopax, T. trachurus, Helicolenus dactylopterus, Zeus faber, Phycis blennoides, Trisopterus minutus capelanus, Lophius budegassa, Mullus barbatus, Lepidotrigla cavillone* y *Callionymus maculatus,* los crustáceos *Plesionika heterocarpus, Macropodia longipes* y *Liocarcinus depurator,* el molusco *Eledone cirrhosa*, *I. coindetii* y *A. media,* y el equinodermo *Brissopsis atlántica* (Tabla 2). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando, en general entre 2 y 3.5, y 30 y 45 especies/lance, respectivamente (Figuras 9 y 10).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Funiculina quadrangularis* de los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Trachurus trachurus*	100	295627
	Scyliorhinus canicula	100	110986
	Merluccius merluccius	100	107650
	Serranus hepatus	100	44837
	Lepidotrigla cavillone	100	27335
	Chelidonichthys cuculus	100	22539
	Trisopterus minutus	100	18400
	Trachinus draco	100	16824
	Serranus cabrilla	100	7361
	Trachurus mediterraneus	83	228896
	Raja clavata	83	48312
	Capros aper	83	41949
	Macroramphosus scolopax	83	22158
	Spicara smaris	83	5154
Crustáceos	*Macropipus tuberculatus*	67	401
Moluscos	*Illex coindetii*	100	17130
	Alloteuthis media	83	3012
Equinodermos	*Stichopus regalis*	83	15948
Otros invertebrados	*Alcyonium palmatum*	100	1077
	Thenea muricata	83	1868

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Funiculina quadrangularis* de los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS (1994-2010). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Capros aper*	100	162667
	Merluccius merluccius	100	24994
	Cepola rubescens	100	12802
	Macroramphosus scolopax	100	2009
	Trachurus trachurus	89	30534
	Helicolenus dactylopterus	89	10002
	Zeus faber	89	5946
	Phycis blennoides	89	5249
	Trisopterus minutus capelanus	78	41389
	Lophius budegassa	78	30626
	Mullus barbatus	78	14369
	Lepidotrigla cavillone	78	4426
	Callionymus maculatus	78	152
Crustáceos	*Plesionika heterocarpus*	89	3815
	Macropodia longipes	89	106
	Liocarcinus depurator	78	5703
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	100	45840
	Illex coindetii	100	16437
	Alloteuthis media	100	1187
Equinodermos	*Brissopsis atlantica*	89	7373

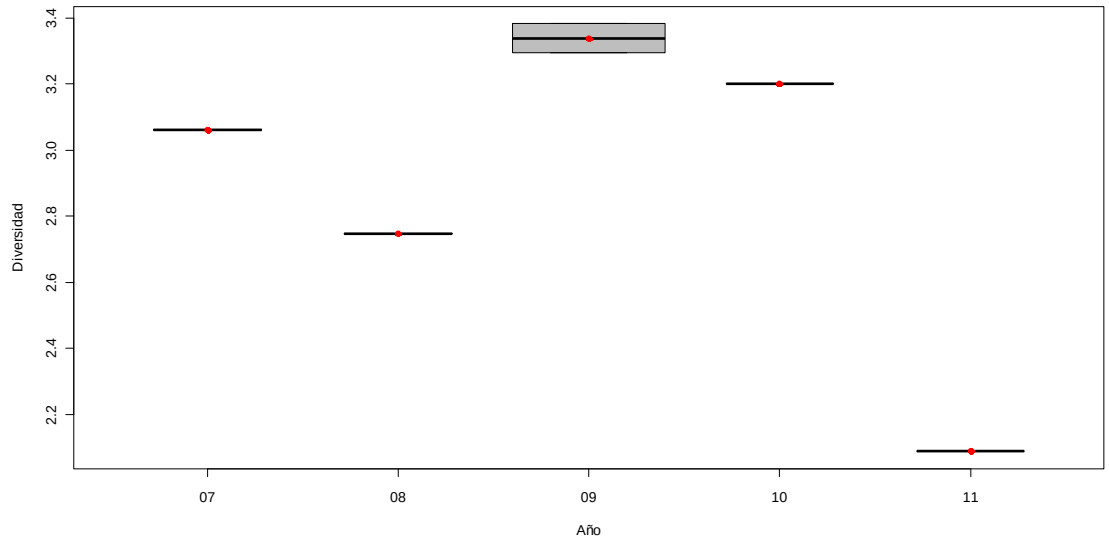


Figura 7. Diversidad anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

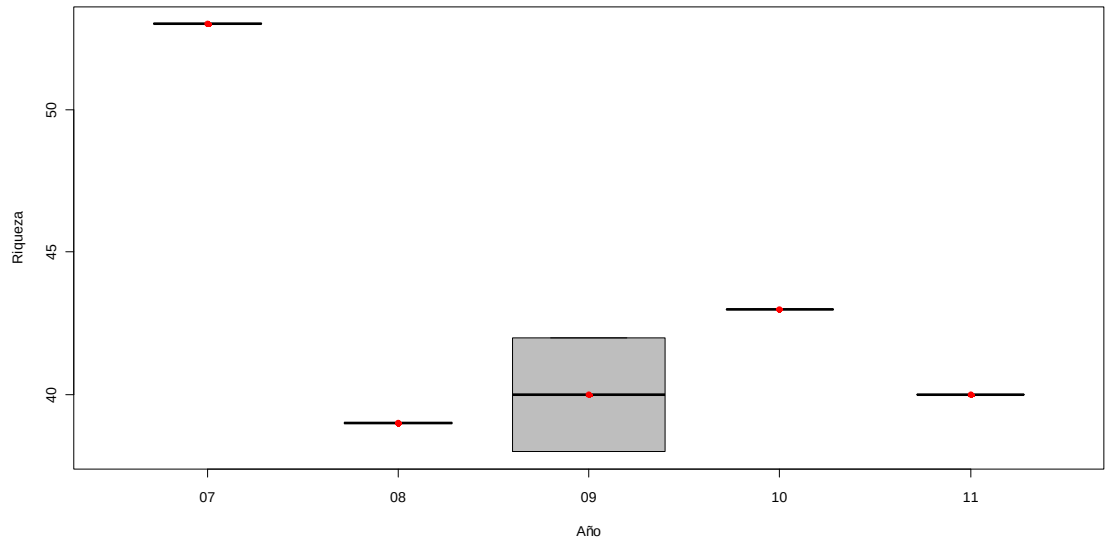


Figura 8. Riqueza específica anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites

inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

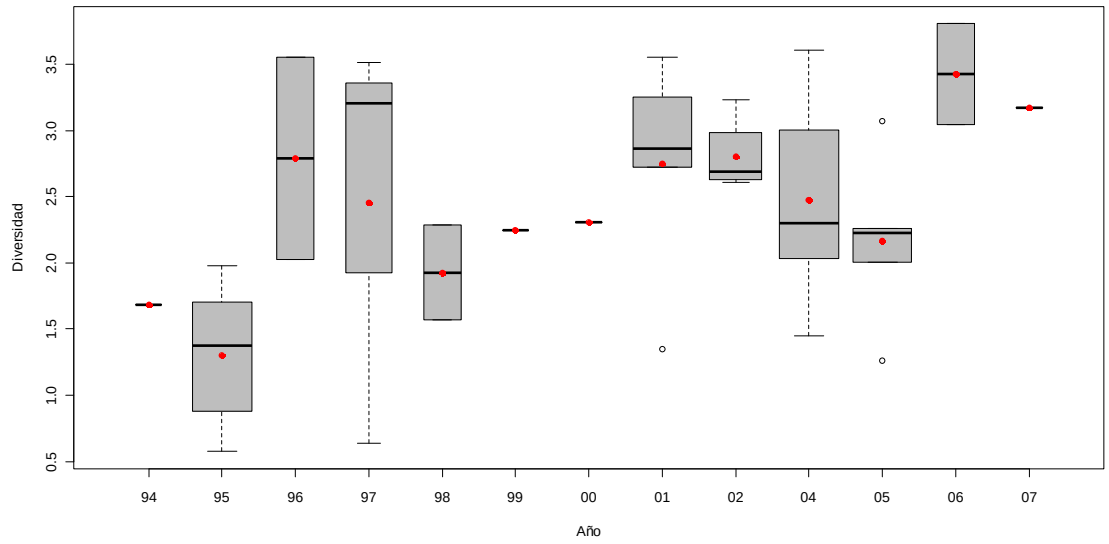


Figura 9. Diversidad anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente (p<0.01).

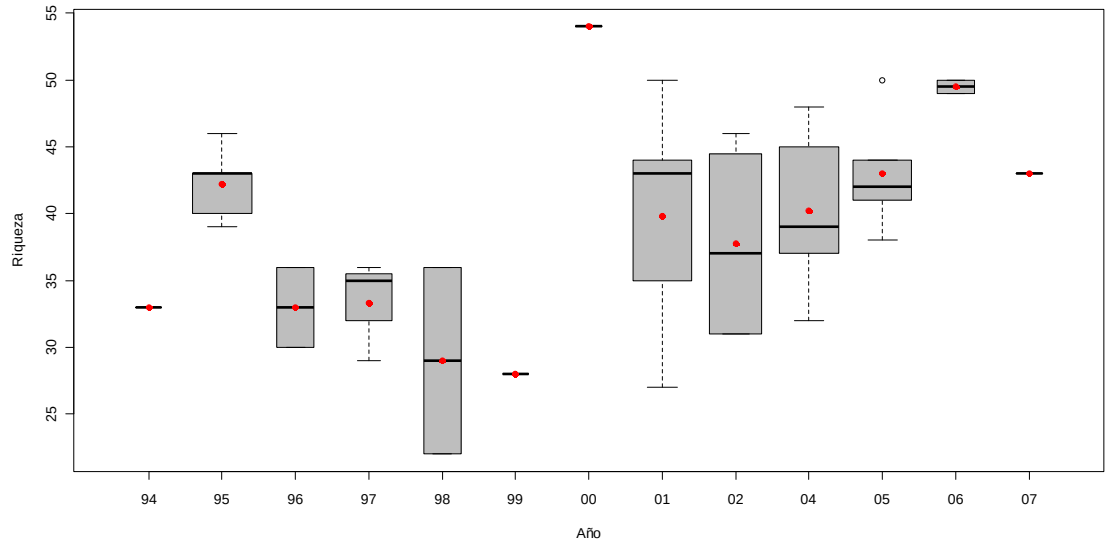


Figura 10. Riqueza específica anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.05$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	2.89	3.34
	Levante Peninsular	3.30	3.43
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	43.00	53.00
	Levante Peninsular	46.25	54.00

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló una tendencia descendente de los valores medios de biomasa de *F. quadrangularis* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, produciéndose un descenso más pronunciado entre 2007 (37 kg/km^2) y 2009 (6 kg/km^2), y llegando al valor mínimo observado en 2011 (3.6 kg/km^2) (Figura 10). La misma tendencia se observó en el Levante de la Península Ibérica para el período 1994-2007. En el inicio de este período se observan valores entre 300 y 600 kg/km^2, que disminuyen hasta valores que por lo general (exceptuando 2005 con 116 kg/km^2) se mantienen por debajo de los 30 kg/km^2 a partir de 2000 hasta llegar al mínimo de 4.6 kg/km^2 en 2007 (Figura 11). Después de 2007, la especie no solo no vuelve a formar facies en el Levante sino que solo se detecta de nuevo en una sola muestra, en 2008, en la que el rendimiento fue de 0.058 kg/km^2.

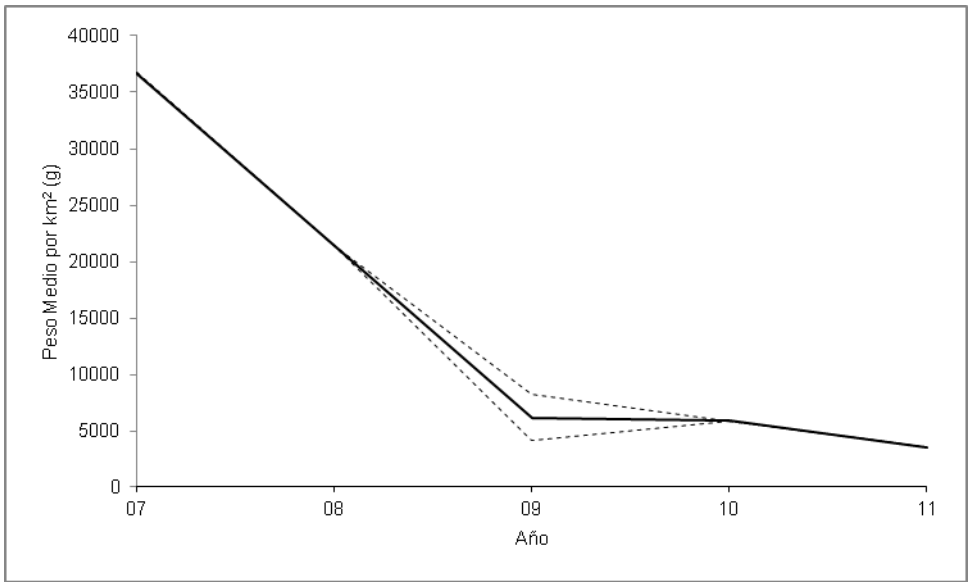


Figura 10. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Funiculina quadrangularis* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.05$).

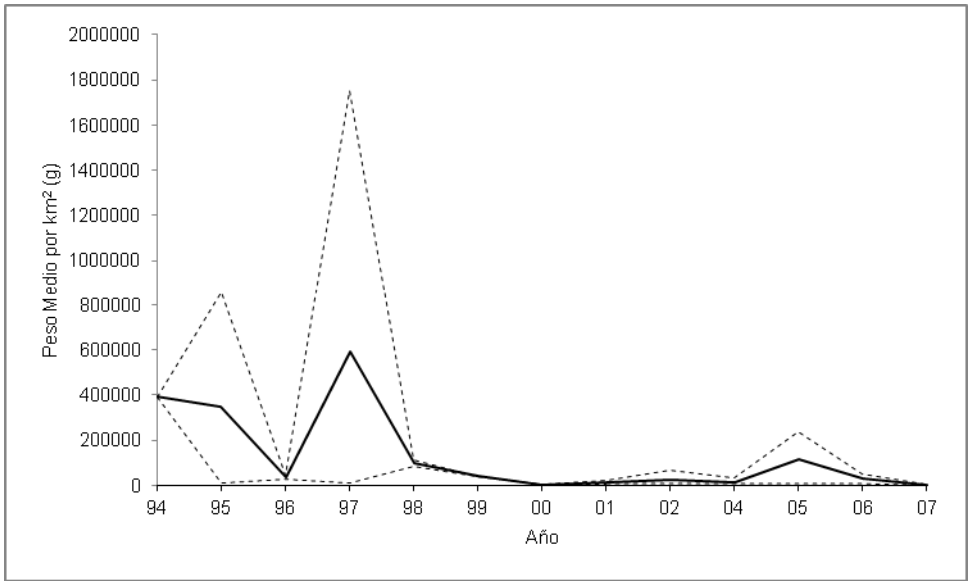


Figura 11. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Funiculina quadrangularis* en los fondos en los que forma facies del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.05$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	14768	36700
	Levante Peninsular	16297	592957

Citas bibliográficas

Edwards D.C.B., Moore C.G. 2009. Reproduction in the sea pen *Funiculina quadrangularis* (Anthozoa: Pennatulacea) from the west coast of Scotland. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 82: 161-168.

Eno N.C., MacDonald D.S., Kinnear J.A.M., Amos S.C., Chapman C.J., Clark R.A., Bunker F.S.P.D., Munro C. 2001. Effects of crustacean traps on benthic fauna. *ICES Journal of Marine Science* 58: 11-20

Gili J.M., Madurell T., Requena S., Orejas C., Gori A., Purroy A., Domínguez C., Lo Iacono C., Isla E., Lozoya J.P., Carboneras C., Grinyó J. 2011. Caracterización física y ecológica del área marina del Cap de Creus. Informe final área LIFE+INDEMARES (LIFE07/NAT/E/000732). Instituto de Ciencias del Mar/CSIC (Barcelona). Coordinación, Fundación Biodiversidad: Madrid, 272 pp.

Greathead C.F., Donnan D.W., Mair J.M., Saunders G.R. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis*: distribution and conservation issues in Scottish waters*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 1095–1103.

Hughes N.F. 1998. A model of habitat selection by drift-feedings stream salmonids at different scales. Ecology 79(1): 281-294.

Jones L.A., Hiscock K., Connor D.W. 2000. Marine Habitat Reviews: a Summary of Ecological Requirements and Sensitivity Characteristics for the Conservation and Management of Marine SACs. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough, 178 pp.

Manning R.B., Froglia C. 1982. On a collection of decapod Crustacea from southern Sardinia. *Quaderni del Laboratorio di Tecnologia della Pesca* 3: 319-334.

Manuel R.L. 1988. Synopses of the British Fauna: British Anthozoa, 2a ed. Academic Press: London, 241 pp.

MacDonald D.S., Little M., Eno N.C., Hiscock K. 1996. Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 6, 257–268.

Maurin C. 1968. Ecologie ichthyologique des fonds chaliitables atlantiques (de la baie ibéro-marocaine A la Mauiritanie) et de la Méditerranée occidentale, I^{e} These Université Nancy.

Nouar A., Maurin C. 2001. Nature of and typical populations on the characteristic facies of substratum of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) along the Algerian coast. *Crustaceana* 74: 129-135

Vafidis D., Koukouras A., Voultsiadou-Koukoura E. 1994. Octocoral fauna of the Aegean Sea with a check list of the Mediterranean species: new information, faunal *comparisons. Annales de l'Institute Oceanographique, Paris* 70 (2): 217-229.

FONDOS de *Halopteris filicina*

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos sedimentarios infra- y circa- litorales - *Fondos detríticos costeros - * Fondos con *Halopteris filicina*

DESCRIPCIÓN

Halopteris filicina es una especie de alga feofícea que se distribuye en los mares de todo el mundo y que ha sido citada prácticamente en las aguas de todos los países que bordean el Mediterráneo (www.algaebase.org). Pese a que los fondos detríticos costeros con *H. filicina* se han incluido en el borrador del Listado de Hábitats del Mediterráneo, no hemos podido encontrar información bibliográfica sobre ellos. No obstante, Joher *et al.* (2010) en su caracterización de los paisajes dominados por algas de los fondos blandos de la plataforma continental de las Islas Baleares la incluyen entre las algas más abundantes y describen una serie de paisajes en los que *H. filicina* aparece como una de las algas acompañantes.

La información que presentamos a continuación podría constituir la primera aproximación a la caracterización de unos fondos en los que *H. filicina* es el alga más importante en términos de biomasa (ver apartado 1.6.2).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribucióndel hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	50-80 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Ampliamente distribuida por todos los océanos

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *H. filicina* sólo aparecieron en las Islas Baleares, y más concretamente en Mallorca y Menorca. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para este hábitat en el área (57-82 m; ver recuadro indicador), queda fuera de los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen la de plataforma continental y el talud. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca fue 57 m en 2007, aunque para el resto de los años ésta fue más profunda, entre 72 y 77 m. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 66 y 79 m, durante toda la serie de campañas, con valores de los percentiles que se sitúan, por lo general, entre 61 y 80 m. El ajuste lineal mostró

que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 82 m de profundidad en el año 2010 (Figura 1).

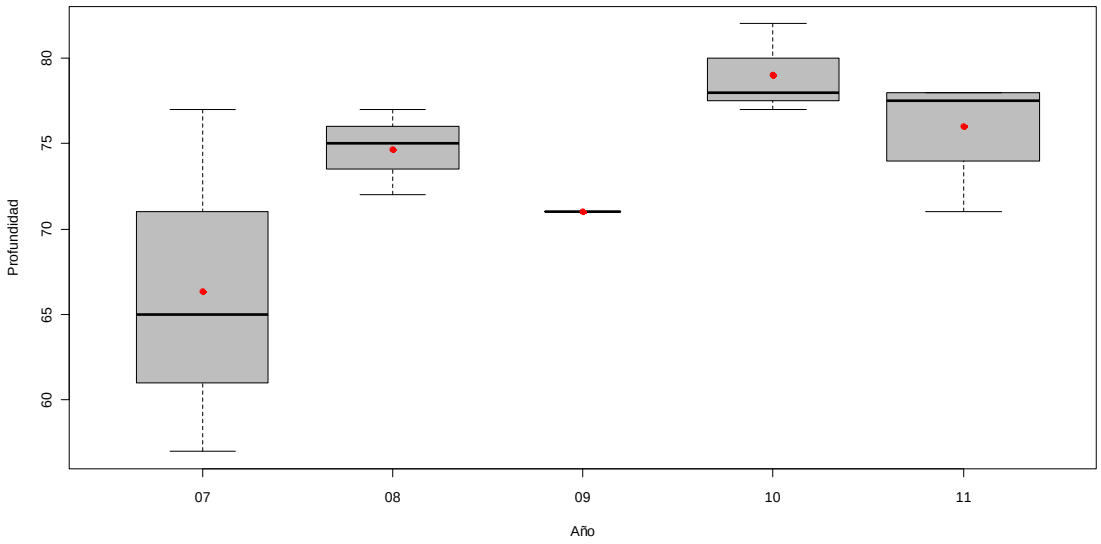


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Halopteris filicina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	VALOR ACTUAL	EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	69-77		57-82

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En la costa del Levante de la Península Ibérica no se ha detectado la presencia de *H. filicina*. En cambio, esta especie está ampliamente distribuida en los fondos de Mallorca y Menorca, dónde supera el umbral pre-determinado (90 kg/km^2) para considerar que la especie forma facies en la mayoría de cuadrículas muestreadas en el Canal de Menorca, así como en cuadrículas del oeste de Mallorca (Figura 2). En fondos circalitorales de sedimentos gruesos de las Baleares, *H. filicina* forma hábitat en el 38.1% del total de las cuadrículas muestreadas, así como en el 9.1% de los fondos circalitorales de arenas finas. El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición en el total de las cuadrículas muestreadas se mantiene estable a lo largo de la serie

analizada, con oscilaciones entre 6-7%, a excepción del mínimo de 2% en 2009 y el máximo de 8.7% en 2011 (Figura 3).

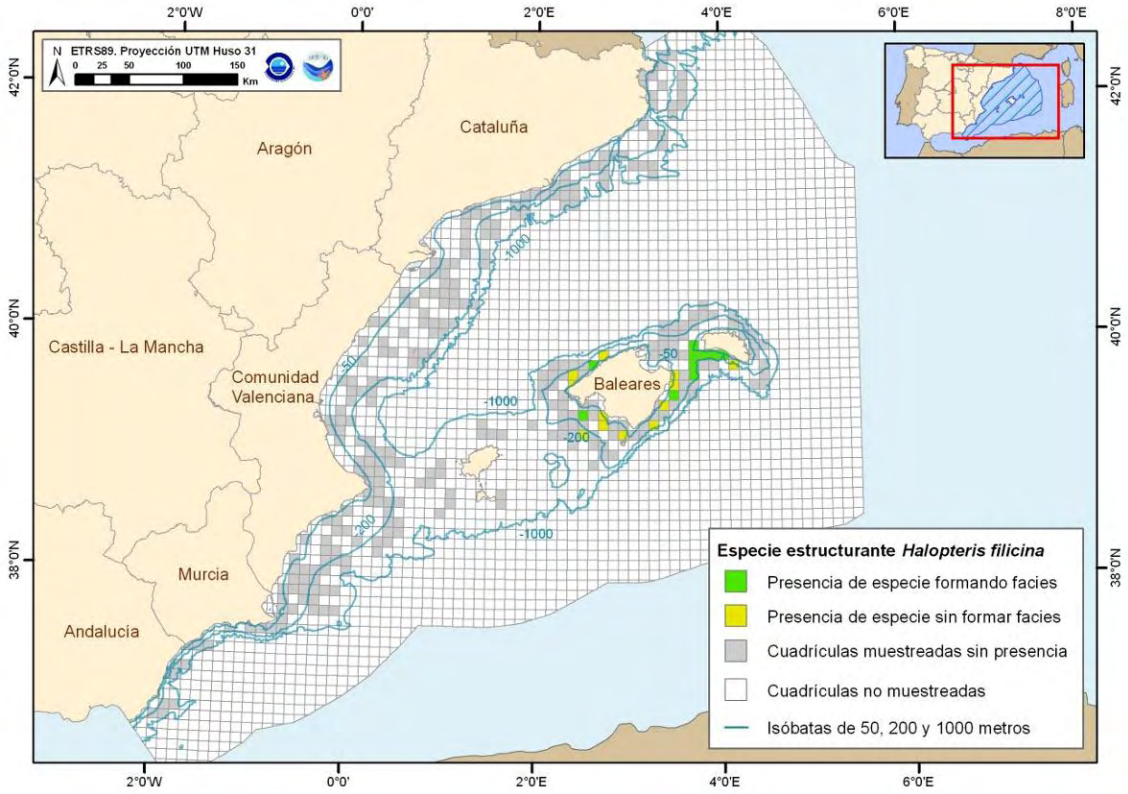


Figura 2. Distribución espacial de *Halopteris filicina*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

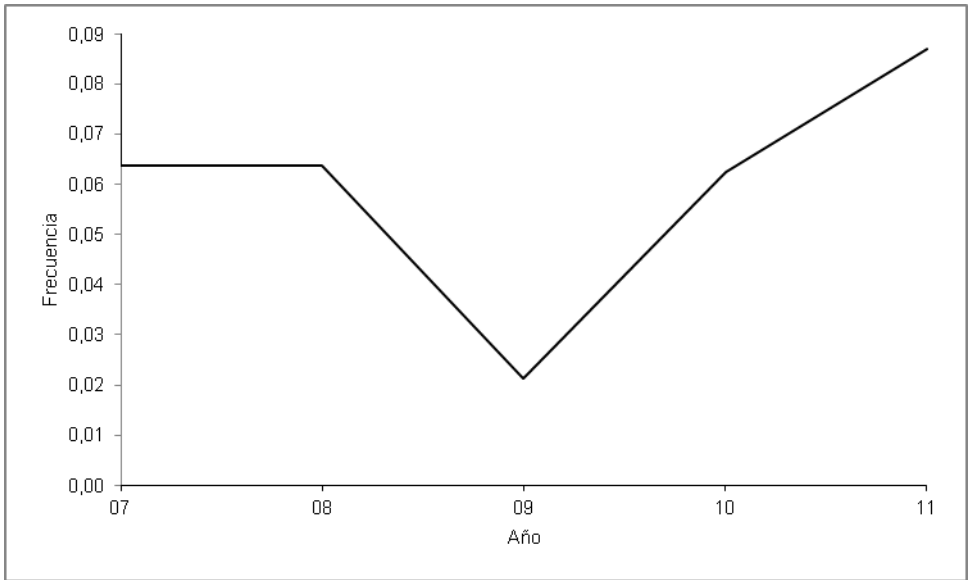


Figura 3. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Halopteris filicina* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos

de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	5.97	8.70

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *H. filicina* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 53 especies de flora y 232 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *Phyllophora crispa*, *Spongites fruticulosa, Osmundaria volubilis* y *Lithothamnion valens*, los peces *Mullus surmuletus, Scyliorhinus canicula*, *Serranus cabrilla, Chelidonichthys lastoviza, Trachinus draco, Pagellus erythrinus, Scorpaena scrofa, Spicara smaris, Lophius piscatorius, Chelidonichthys cuculus* y *Scorpaena notata*, los crustáceos *Dardanus arrossor*, *Inachus thoracicus* y *Pagurus prideaux*, los moluscos *Octopus vulgaris*, *Sepia elegans* y los nudibranquios, los equinodermos *Echinaster sepositus*, *Cidaris cidaris*, *Stichopus regalis, Spatangus purpureus, Astropecten aranciacus, Chaetaster longipes* y *Ophiura texturata,* las ascidias *Ascidia mentula* y *Microcosmus vulgaris* y varias especies de esponjas (p.ej. *Suberites domuncula*) (Tabla 1).

El ajuste lineal reveló que los valores anuales medios del índice de diversidad faunística se mantienen estables a lo largo de la serie, oscilando entre 3.3 y 4.5 (Figura 4). En cambio, los valores medios de riqueza específica de la fauna mostraron una tendencia ascendente pasando gradualmente de las 59 especies/lance detectadas en 2007 a las 79 especies/lance de 2011 (Figura 5). La riqueza específica de algas no mostró tendencia alguna a lo largo de la serie (Figura 6), aunque el valor de referencia (25 especies/lance, obtenido en 2007) es superior al valor de evaluación actual (15 especies/lance), y al resto de valores medios de la serie (10-13 especies/lance).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Halopteris filicina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Phyllophora crispa*	100	458071
	Spongites fruticulosa	86	507420
	Osmundaria volubilis	71	238723
	Lithothamnion valens	71	183601
Peces	*Mullus surmuletus*	100	229364
	Scyliorhinus canicula	100	223364
	Serranus cabrilla	100	116195
	Chelidonichthys lastoviza	100	31083
	Trachinus draco	100	24234
	Pagellus erythrinus	93	17776
	Scorpaena scrofa	86	41408
	Spicara smaris	79	626774
	Lophius piscatorius	79	61307
	Chelidonichthys cuculus	79	30114
	Scorpaena notata	71	4385
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	100	2743
	Inachus thoracicus	100	1366
	Pagurus prideauxi	93	4897
Moluscos	*Octopus vulgaris*	100	247128
	Sepia elegans	79	734
	Nudibranchia	71	1267

Equinodermos	*Echinaster sepositus*	100	5981
	Cidaris cidaris	86	3886
	Stichopus regalis	79	44934
	Astropecten aranciacus	79	17733
	Spatangus purpureus	71	1018431
	Chaetaster longipes	71	860
	Ophiura texturata	71	642
Otros invertebrados	Porifera	100	80704
	Ascidia mentula	100	34984
	Suberites domuncula	100	12511
	Microcosmus vulgaris	79	4399

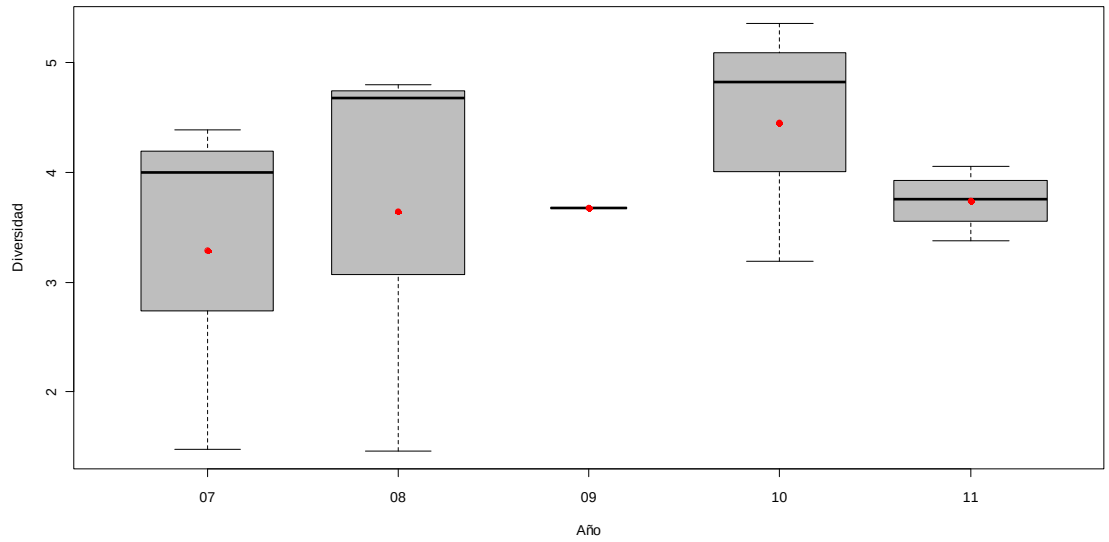


Figura 4. Diversidad anual del hábitat *Halopteris filicina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

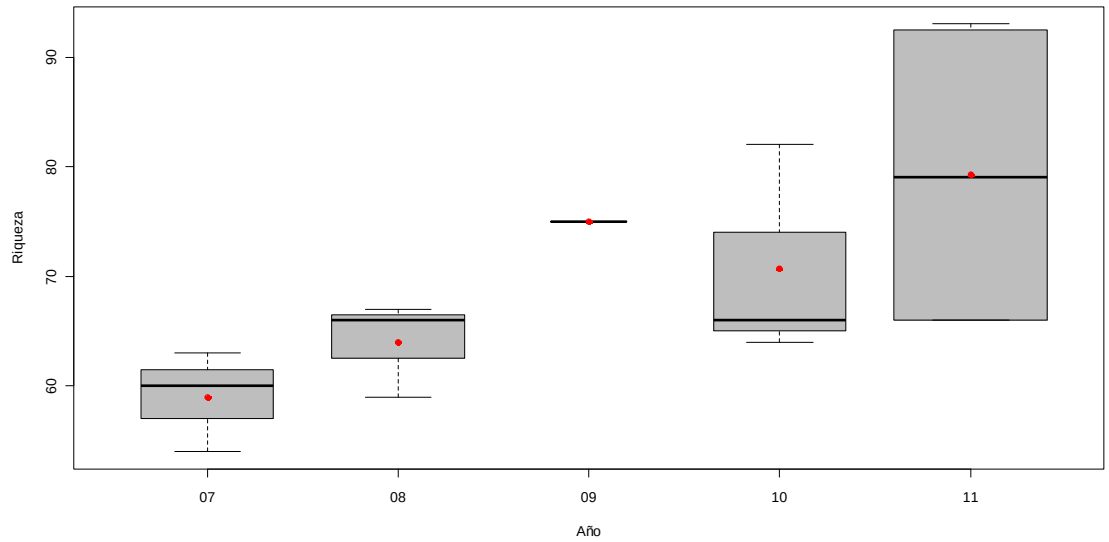


Figura 5. Riqueza específica anual del hábitat *Halopteris filicina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los

límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.05$; $R^2=0.78$).

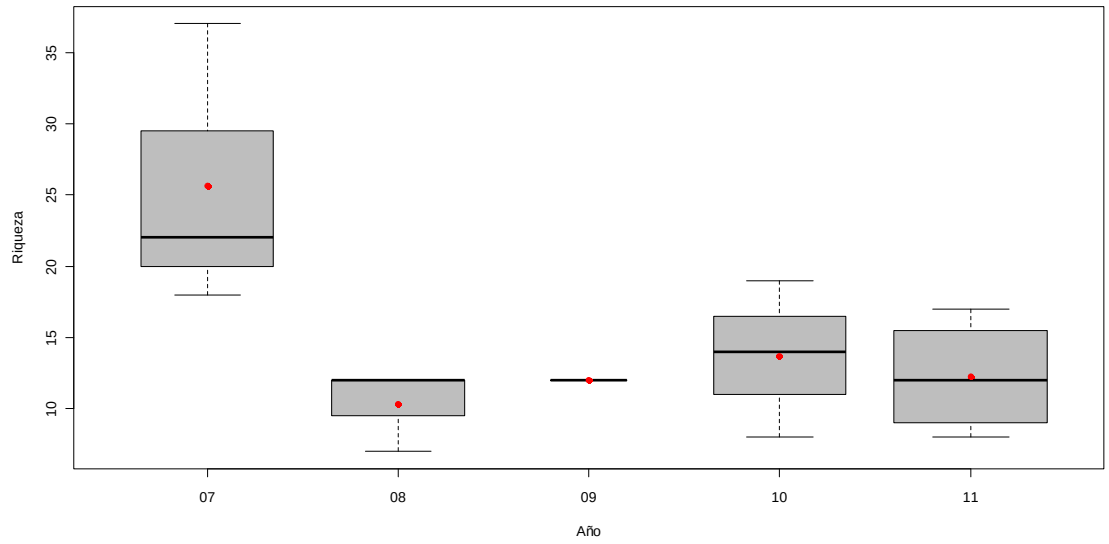


Figura 6. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Halopteris filicina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Fauna: 3.76	Fauna: 4.46
Riqueza específica	Fauna: 69.58 Flora: 14.78	Fauna: 79.25 Flora: 25.67

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *H. filicina* en los fondos en los que forma facies se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando entre el valor medio mínimo de 180 kg/km^2 en 2007 y el máximo de 1440 kg/km^2 en 2011 (Figura 7). No obstante,

las biomasas de *H. filicina* detectadas en los dos últimos años de la serie indican que podría haberse iniciado una tendencia ascendente, aunque todavía no significativa.

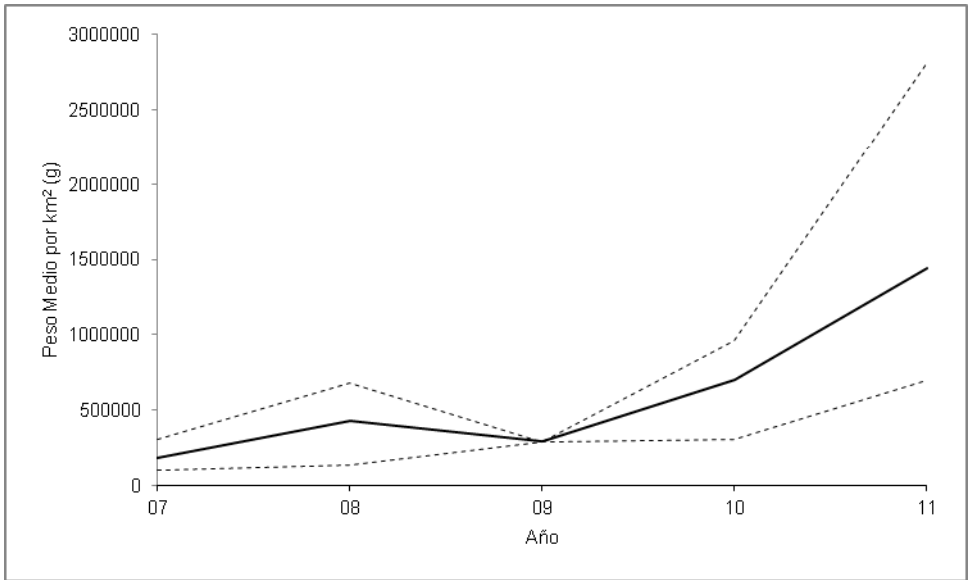


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Halopteris filicina* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.05).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	609688	1442182

Citas bibliográficas

Joher S., Ballesteros E., Cebrian E., Sánchez N., Rodríguez-Prieto C. 2010. Algal-dominated seascapes from the continental Shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*.

Fondos de Crinoideos

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos de reborde de plataforma - Campos de *Leptometra phalangium*

DESCRIPCIÓN

En el Mediterráneo la comunidad del reborde de plataforma empieza alrededor de los 90 m de profundidad para extenderse hasta aproximadamente los 200 m. En estos fondos existe una biocenosis bentónica bien definida, cuya principal especie es el crinoideo *Leptometra phalangium* (Pérès y Picard, 1964; Pérès, 1985). Esta comunidad ha sido ampliamente citada en el Mediterráneo occidental en lugares como el Golfo de León (Laborel *et al.*, 1961), el noreste de la Península Ibérica (Reyss, 1973), las Islas Baleares (Maurin, 1968; Ordines y Massutí, 2009), Cerdeña y Córcega (Maurin, 1968), a lo largo de la costa occidental de Italia (Colloca *et al.*, 2003; Colloca *et al.*, 2004), y en las costas tunecinas y argelinas (Maurin, 1968). Los campos de *L. phalangium* presentan una distribución en agregados restringida a áreas influenciadas por corrientes de fondo en el reborde de plataforma y cabezas de cañones. En condiciones favorables, *L. phalangium* puede alcanzar densidades de hasta 5-15 individuos por metro cuadrado, siendo los campos de *L. phalangium* la biocenosis donde la biomasa de especies macro-epibentónicas es máxima para la franja batimétrica del reborde de plataforma (Pérès, 1985; Colloca *et al.,* 2003; Ordines y Massutí, 2009). Los campos de *L. phalangium* han sido considerados como indicadores de hábitats esenciales debido a la elevada abundancia de peces demersales de alto interés comercial, como son la merluza (*Merluccius merluccius*), el gallo (*Lepidorhombus boscii*) y el salmonete (*Mullus* spp.), así como de individuos en puesta y reclutas (Colloca *et al.,* 2004).

La principal amenaza a estos tipos de fondos es la pesca de arrastre, que tiene un impacto especialmente importante sobre organismos frágiles como es el caso *L. phalangium* (Smith *et al.*, 2000).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Arenas finas y fango
	Rango de profundidad	90-200 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En la demarcación Levantino-Balear los campos de *L. phalangium* se han detectado en los fondos circalitorales blandos de las Islas Baleares y la costa del Levante de la Península Ibérica. En Baleares la profundidad mínima a la que se encontraron estos fondos en estuvo en torno a los 130 m, mientras que las profundidades medias oscilaron entre 149 y 163 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre 135 y 185 m. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 209 m de profundidad en el año 2011 (Figura 1).

En la zona del Levante de la Península Ibérica, la profundidad mínima a la aparecieron estos fondos estuvo en torno a los 115 m y la máxima a los 188 m, valores que coinciden con el rango de variación de los percentiles. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat se encuentran entre 130 y 151 m (Figura 2). El ajuste lineal mostró que en el Levante las profundidades medias anuales se mantienen estables.

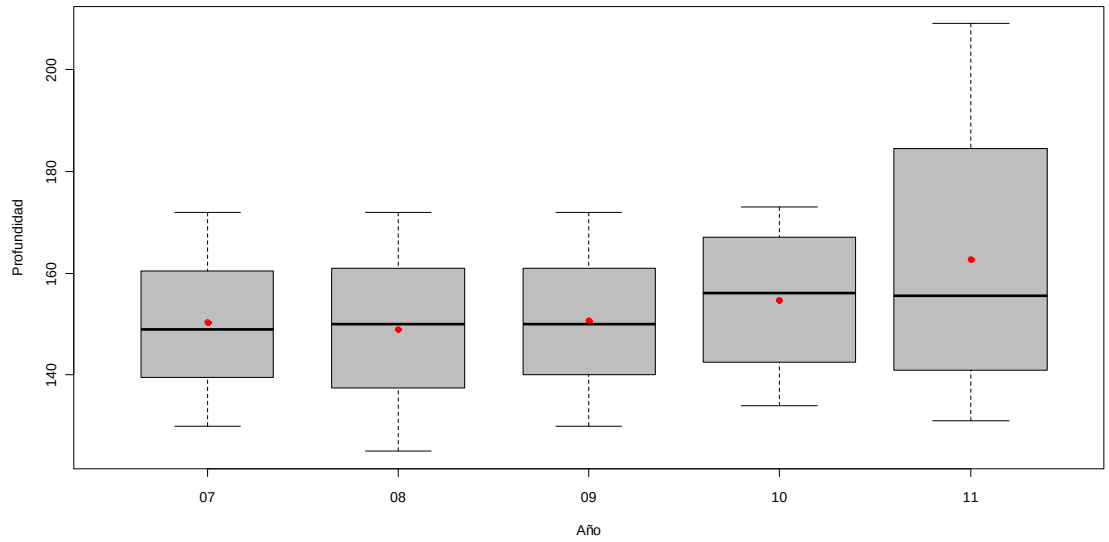


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.05$).

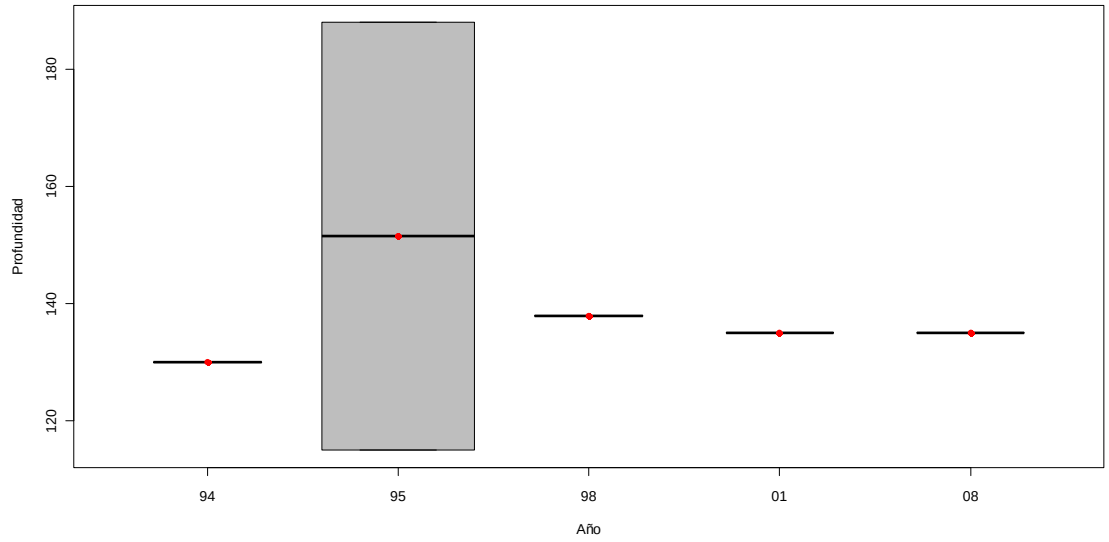


Figura 2. Distribución batimétrica anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	130-179	125-209
	Levante Peninsular	135 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2008)	115-188

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *L. phalangium* se da a lo largo de toda la costa del Levante de la Península Ibérica aunque su presencia ha sido detectada de forma más frecuente entre el Cabo la Nao y el Delta del Ebro. Es precisamente frente al Delta del Ebro dónde se halla la única cuadrícula muestreada en la que *L. phalangium* presenta abundancias por encima del umbral pre-determinado (90 kg/km^2) para considerar que la especie forma facies. No obstante hay que remarcar que la presencia de esta facies en esa cuadrícula parece persistente ya que se ha detectado en 5 años, aunque no de forma consecutiva (Figuras 3 y 5). La presencia de *L. phalangium* en las Islas Baleares ha sido detectada prácticamente en todas las cuadrículas en las que se muestrearon los fondos de la plataforma profunda alrededor de Mallorca y Menorca,

aunque sólo forma facies al norte del Canal de Menorca y alrededor de Menorca (Figura 3). Probablemente esta especie también se encuentre presente en Ibiza y Formentera, aunque hasta el momento, los muestreos más superficiales realizados en esas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen de la plataforma continental y el talud, estarían en el límite más profundo en el que la especie ha sido detectada en el resto del área.

Existe por tanto una clara diferencia en cuanto a extensión del hábitat de *L. phalangium* entre el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares. Mientras en la Península Ibérica éstos fondos solo están presentes en el 0.6% de las cuadrículas sobre fondos circalitorales de fango fino, en las Islas Baleares este porcentaje aumenta hasta el 28.6%, al que hay añadir un 13.6% en fondos circalitorales de arenas finas, y un 16.7% en fondos de reborde de plataforma con arena. Es más, mientras la presencia de este hábitat en el Levante de la Península Ibérica muestra una tendencia significativamente descendente, en las Islas Baleares se ha detectado un incremento de su presencia en los dos últimos años de muestreo (Figuras 4 y 5).

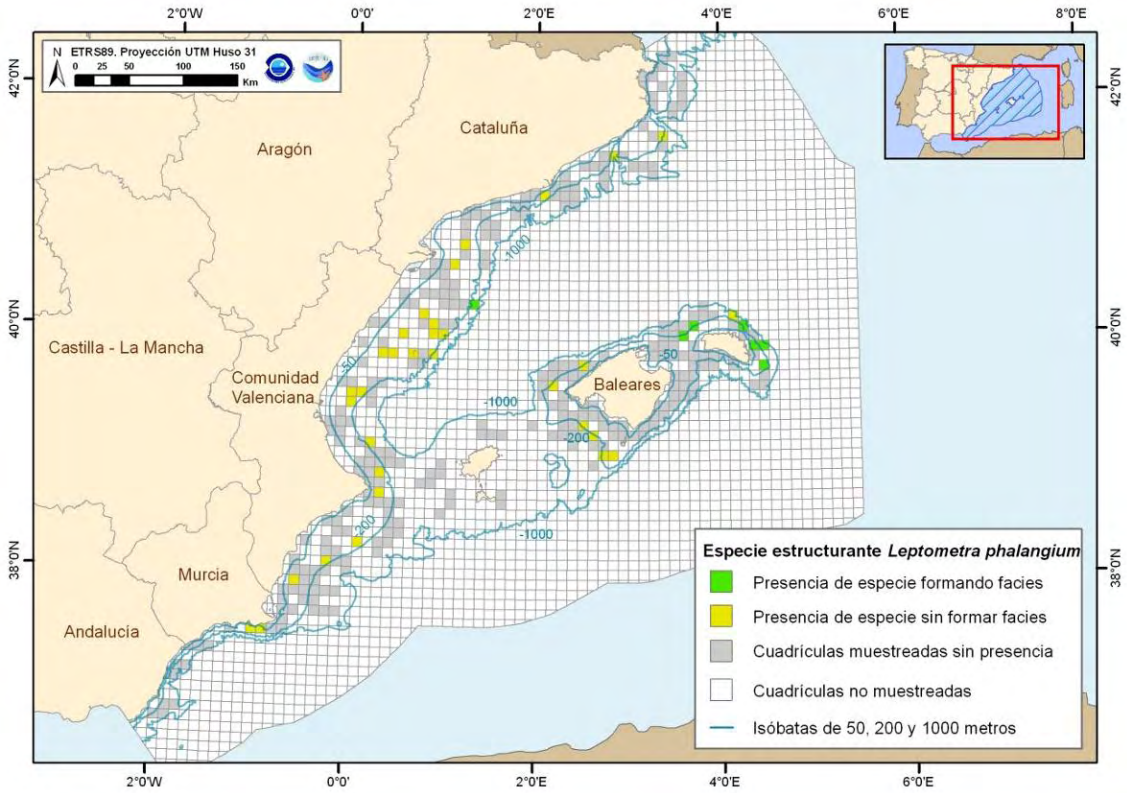


Figura 3. Distribución espacial de *Leptometra phalangium*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

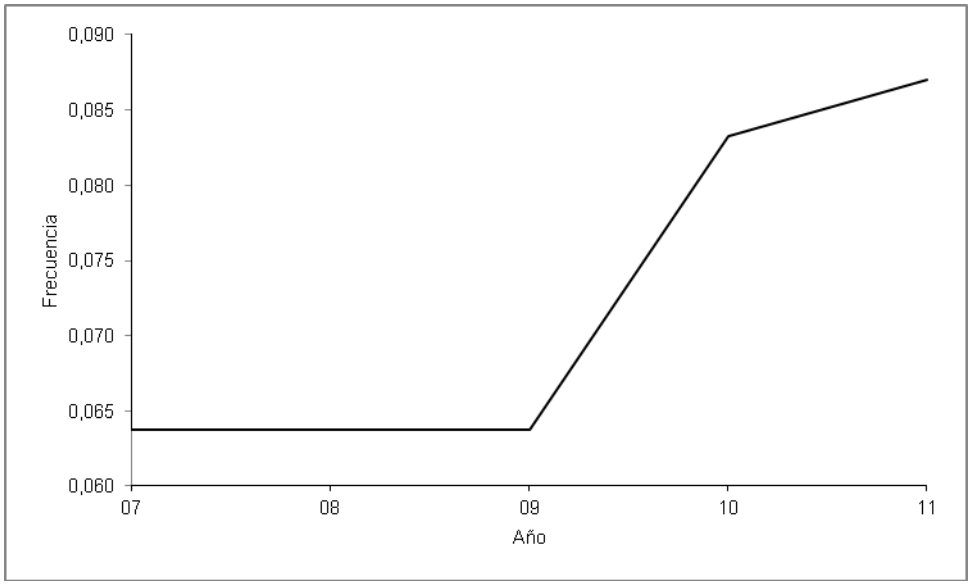


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Leptometra phalangium* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos de reborde de plataforma de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.05$).

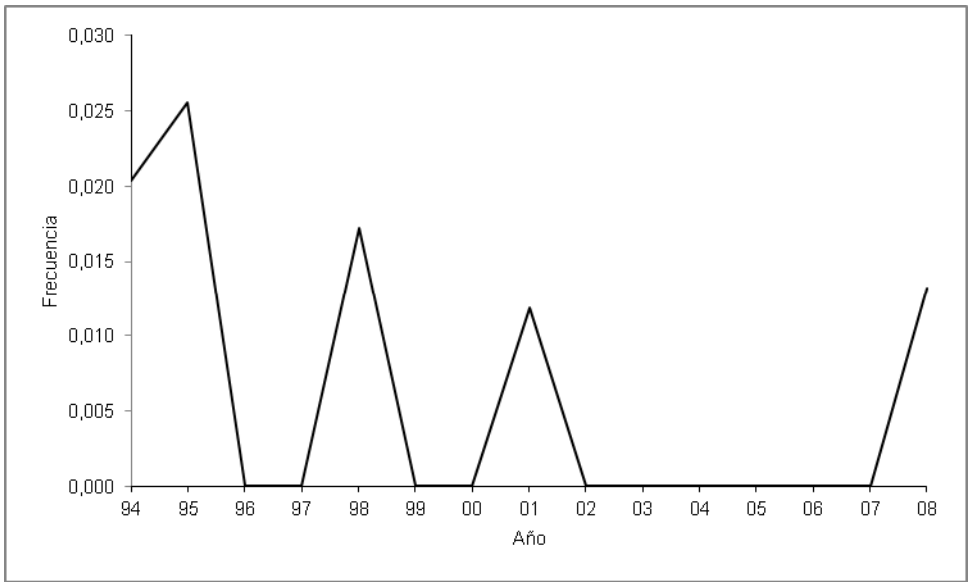


Figura 5. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Leptometra phalangium* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos de reborde de plataforma del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.05$; $R^2=0.19$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	7.23	8.70
	Levante Peninsular	1.32(Entre 2006-10 sólo forma facies en 2008)	2.56

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los campos de *L. phalangium* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 142 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan otros equinodermos como *Gracilechinus acutus* y *Stichopus regalis*, los peces *Trachurus trachurus*, *Scyliorhinus canicula*, *Chelidonichthys cuculus*, *Mullus surmuletus*, *Zeus faber*, *Merluccius merluccius*, *Capros aper*, *Macroramphosus scolopax*, *Arnoglossus rueppelii*, *Raja clavata*, *Boops boops, Deltentosteus quadrimaculatus, Glossanodon leioglossus, Trigla lyra, Serranus hepatus* y *Lepidorhombus boscii,* el crustáceo *Macropipus tuberculatus*, y los moluscos *Eledone cirrhosa*, *Alloteuthis media*, *Illex coindetii* y *Scaphander lignarius* (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 0.8 y 1.4, y 42 y 55 especies/lance, respectivamente (Figuras 6 y 7).

En el Levante de la Península Ibérica se ha detectado la presencia de un total de 125 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan otros equinodermos como *G. acutus* y *S. regalis*, los peces *S. canicula*, *Argentina sphyraena*, *M. merluccius, C. cuculus*, *C. aper, A. rueppelii, L. boscii*, *Mullus barbatus, Lophius budegassa*, *M. scolopax, D. quadrimaculatus, Symphurus nigrescens* y *Callionymus maculatus,* el crustáceo *M. tuberculatus*, y los moluscos *E. cirrhosa*, *Pteroctopus tetracirrhus Octopus salutii* y *Sepia orbignyana* (Tabla 2). El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística y de riqueza específica se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 0.3 y 1.7, y 40 y 59 especies/lance, respectivamente (Figuras 8 y 9).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Leptometra phalangium* de los fondos de reborde de plataforma de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Equinodermos	*Gracilechinus acutus*	88	171468
	Stichopus regalis	82	62848
Peces	*Trachurus trachurus*	100	323120
	Scyliorhinus canicula	100	119624
	Chelidonichthys cuculus	100	82182
	Mullus surmuletus	100	73492
	Zeus faber	100	62164
	Merluccius merluccius	100	50830
	Capros aper	100	22232
	Macroramphosus scolopax	100	12498
	Arnoglossus rueppelii	100	2098
	Raja clavata	94	134729
	Boops boops	94	30744
	Deltentosteus quadrimaculatus	88	11149
	Glossanodon leioglossus	82	1338426
	Trigla lyra	82	42279
	Serranus hepatus	82	9829
	Lepidorhombus boscii	82	6324
Crustáceos	*Macropipus tuberculatus*	88	1789
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	100	16020
	Alloteuthis media	100	2907
	Illex coindetii	94	27156
	Scaphander lignarius	71	172

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Leptometra phalangium* de los fondos de reborde de plataforma del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS (1994-2010). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Equinodermos	*Stichopus regalis*	100	69814
	Gracilechinus acutus	83	186792
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	140319
	Argentina sphyraena	100	121224
	Merluccius merluccius	100	49976
	Chelidonichthys cuculus	100	47525
	Capros aper	100	32622
	Arnoglossus rueppelli	100	21386
	Lepidorhombus boscii	100	4876
	Mullus barbatus	83	88758
	Lophius budegassa	83	46382
	Macroramphosus scolopax	83	21253
	Deltentosteus quadrimaculatus	83	3696
	Symphurus nigrescens	83	2377
	Callionymus maculatus	83	469
Crustáceos	*Macropipus tuberculatus*	100	3655
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	100	56853
	Pteroctopus tetracirrhus	100	16578
	Octopus salutii	100	9733
	Sepia orbignyana	83	12147

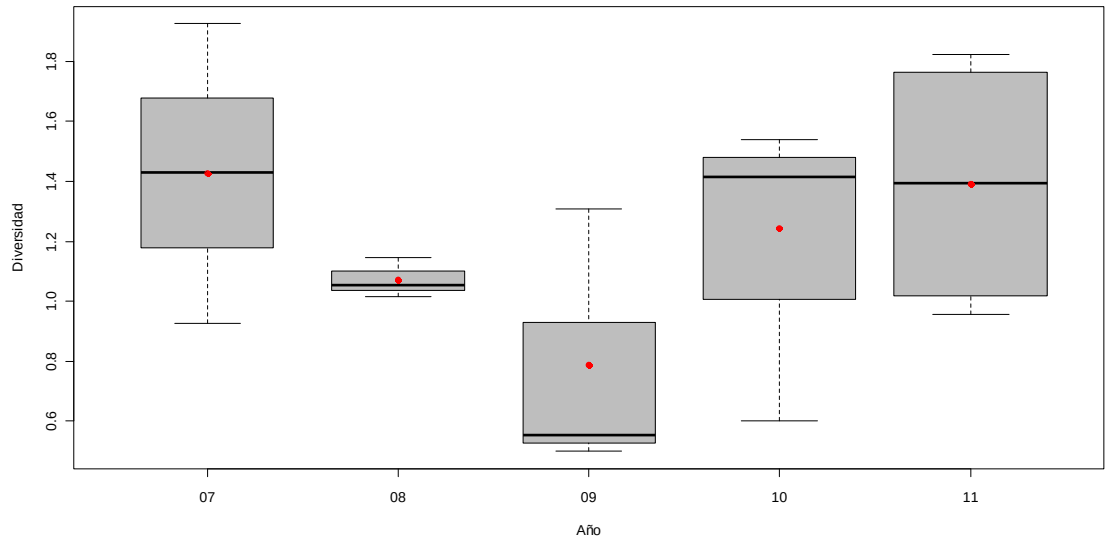


Figura 6. Diversidad anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

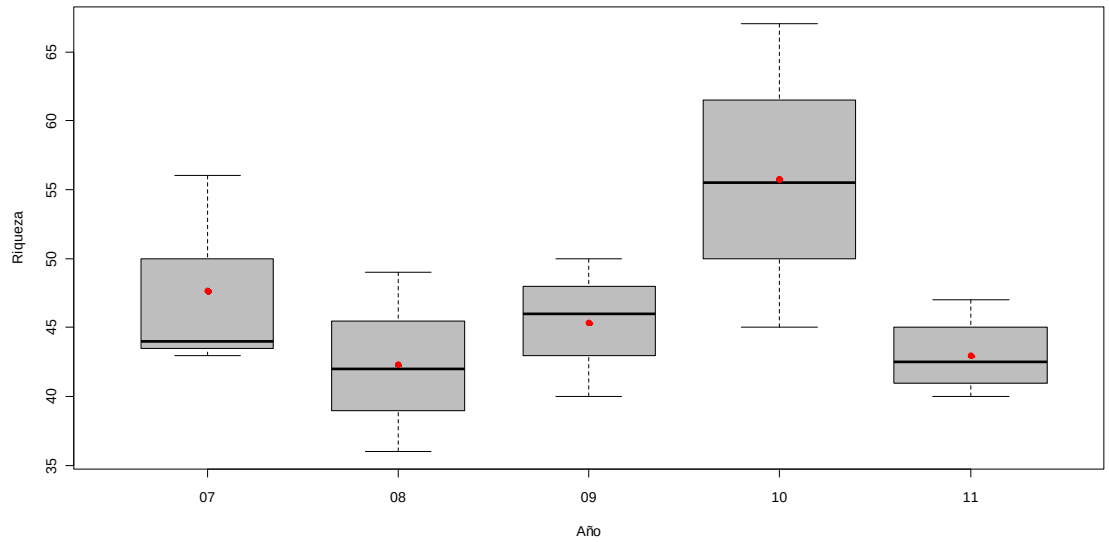


Figura 7. Riqueza específica anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites

inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

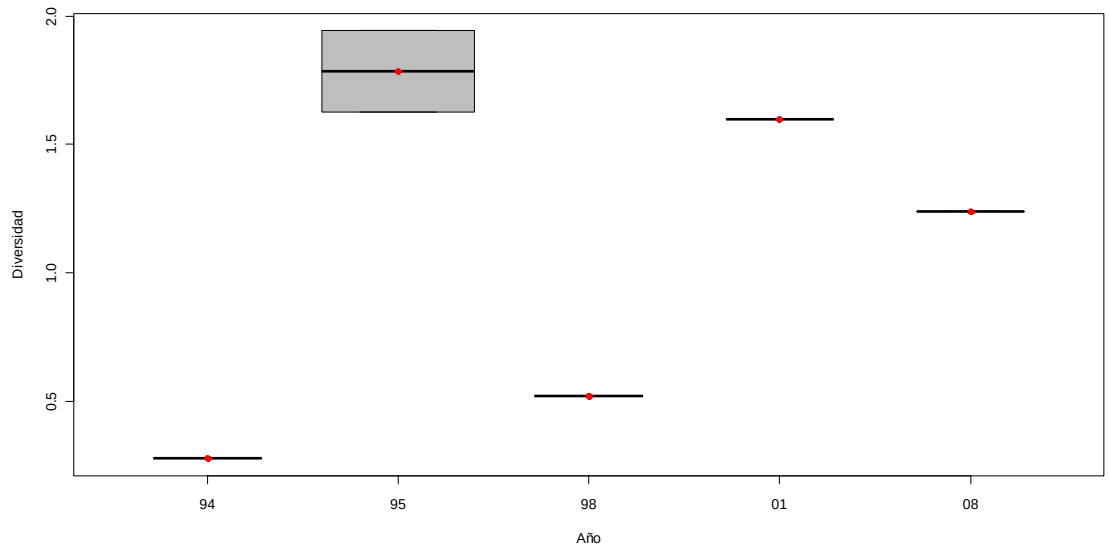


Figura 8. Diversidad anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

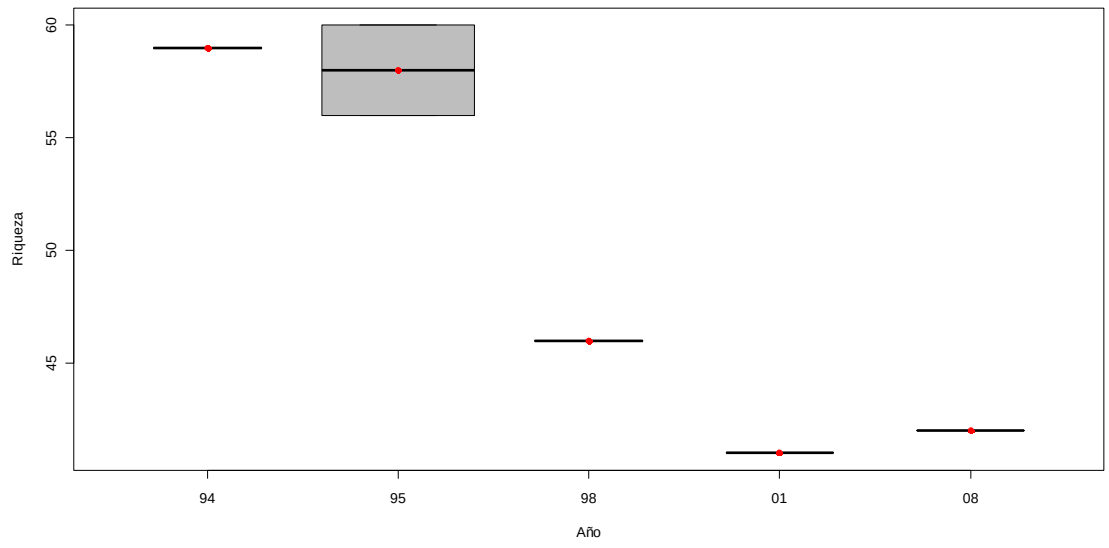


Figura 9. Riqueza específica anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS.

Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.05).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	1.18	1.43
	Levante Peninsular	1.24(Entre 2006-10 sólo forma facies en 2008)	1.78
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	46.82	55.75
	Levante Peninsular	42 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2008)	59

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *L. phalangium* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, alrededor de 400 kg/km^2 (Figura 10). Respecto al Levante de la Península Ibérica tampoco se detectó ninguna tendencia, aunque debe destacarse que el valor máximo (6000 kg/km^2, obtenido en 1994) es muy superior al resto de valores medios de la serie (100-1000 kg/km^2).

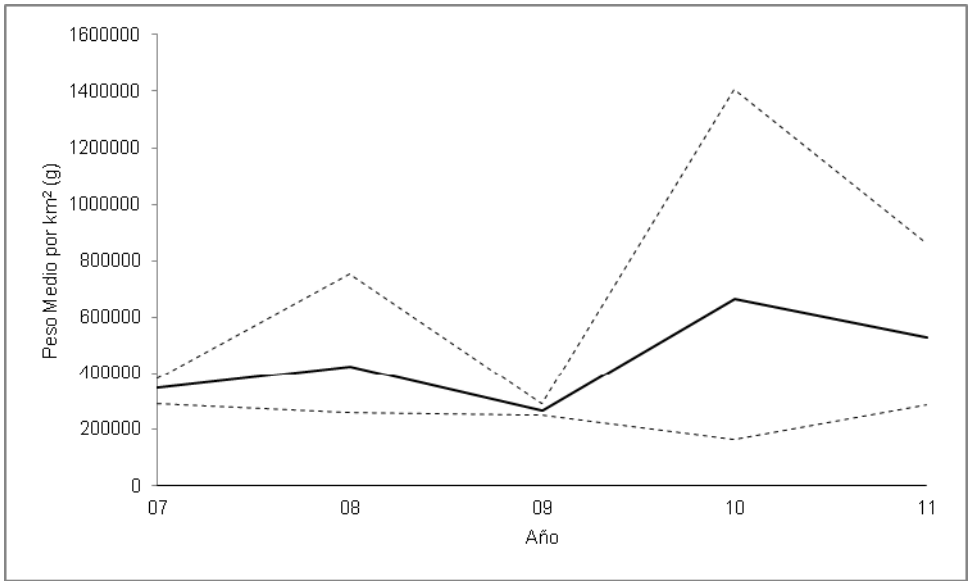


Figura 10. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Leptometra phalangium* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

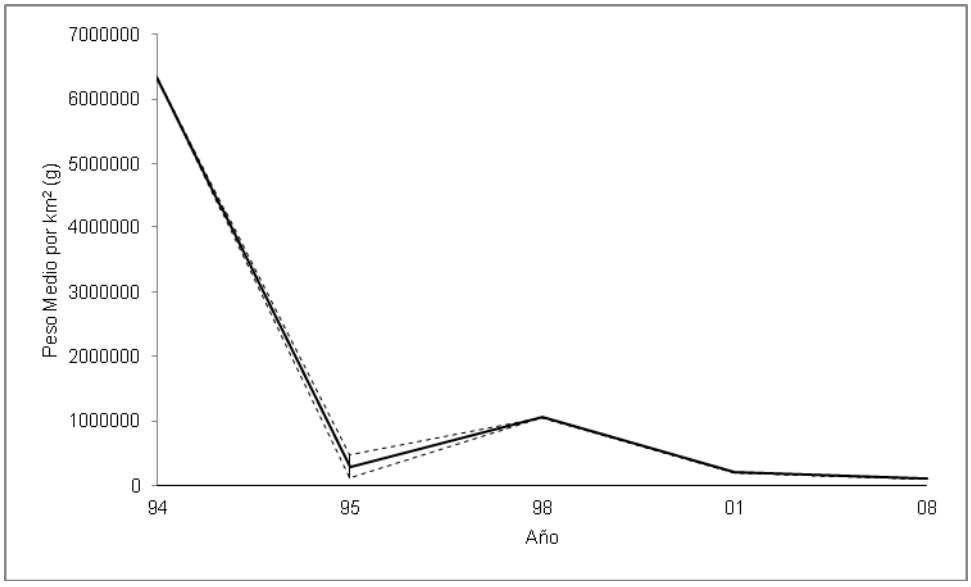


Figura 11. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Leptometra phalangium* en los fondos en los que forma facies del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	446505	665246
	Levante Peninsular	98444 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2008)	6336347

Citas bibliográficas

Colloca F., Cardinale M., Belluscio A., Ardizzone G.D. 2003. Structure and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 56: 469–480.

Colloca F., Carpentieri P., Balestri E., Ardizzone G.D. 2004. A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with Leptometra phalangium (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology* 145: 1129–1142.

Laborel J., Pérès J., Picard M., Vacelet J. 1961. Etude directe des fonds des parages de Marseille de 30 à 300 m avec la soucoupe plongeante Cousteau. BULLETIN *de l'*INSTITUT *Oceanographique Monaco* 58:1–5

Maurin C. 1968. Ecologie ichthyologique des fonds chalutables atlantiques (de la Baie Ibero-Marocaine a la Mauritanie) et de la Mediterranee occidentale. *Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes* 32(1): 1-144.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31: 1–137.

Pérès J.M. 1985. History of the Mediterranean Biota and the Colonization of the Depths. In Western Mediterranean, Margalef R. (ed.). Pergamon Press: London, 198–232.

Reyss D. 1973. Les canyons sous-marins de la mer Catalane, le rech du Cap et le rech Lacaze-Duthiers. III. Les peuplements de macrofaune benthique. *Vie Milieu* 22:259–613.

Smith C.J., Papadopoulou N., Diliberto S. 2000. Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing round. *ICES Journal of Marine Science* 57:1340–1351.

Fondos de *Isidella elongata*

Código EUNIS: A6 - Fondos profundos - A6.5.- Fangos del mar profundo – A6.51. – Comunidades mediterráneas de fangos batiales – A6.514. - Facies de fangos compactos con *Isidella elongata* / Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos – A.6.5.- Fangos del mar profundo – A.6.51. – Fangos batiales mediterráneos- Fangos compactos con *Isidella elongata*

DESCRIPCIÓN

Isidella elongata forma agregaciones en el Mediterráneo, dando lugar a facies de fangos batiales compactos entre los 200 y 1200 m de profundidad, en fondos relativamente planos, con pendientes poco pronunciadas (Pérès & Piccard, 1964; Pérès, 1967; Bellan-Santini, 1985; Laubier y Emig, 1993). *I. elongata* (Figura 1) es una especie mayoritariamente mediterránea, si bien también ha sido citada en zonas adyacentes del atlántico, más concretamente en el golfo ibero-marroquí (Grasshoff, 1988, 1989). Pérès y Piccard (1964) ya mencionaron en su "Bionomía bentónica del Mediterráneo" de hace más de tres décadas, el estado de regresión que estas "praderas" de Isidella parecían mostrar, en comparación con las poblaciones atlánticas, que dichos autores describen como en mejor estado de conservación. Ésta situación de mayor deterioro de las praderas de Isidella en el Mediterráneo, la atribuyen dichos autores al aumento de la presión de la actividad pesquera. También trabajos recientes (Maynou y Cartes, 2011) mencionan la presión de la pesca de arrastre como una de las causas de la regresión de esta especie en aguas mediterráneas.

En la costa mediterránea española se conoce la presencia de *I. elongata* en la costa brava catalana (p.ej. Maurin, 1968; Matallanas, 1979; Gili *et al.*, 1987), y en la cuenca balear, en la plataforma continental somera y semi profunda, estando presente fundamentalmente en áreas ocupadas por fondos sedimentarios y materia orgánica particulada; esta especie aparece junto con organismos suspensívoros (especialmente detritívoros) como holoturias y erizos irregulares (Cartes *et al.*, 2009).

Fig. 1 *Isidella elongata* en el monte submarino de Ses Olives (20 mn al este de Ibiza). Imagen: OCEANA.



Si bien es en estas dos zonas en las que más información existe sobre las facies de Isidella, dada su distribución en toda la cuenca mediterránea, cabe esperar que sus poblaciones estén presentes en otros fondos batiales de la costa mediterránea española, especialmente en aquellos que no hayan sufrido una presión pesquera excesiva.

Estudios sobre redes tróficas, sugieren que las zonas ocupadas por I. *elongata* son ricas en zooplankton suprabentónico (Cartes *et al.,* 2009), una de las fuentes de alimento de numerosos suspensívoros bentónicos, entre ellos los corales de profundidad (Sherwood *et al.,* 2005, Purser

et al., 2010, Tsounis *et al.*, 2010). Las comunidades de *I. elongata*, han sido documentadas como zona de refugio para otros organismos; entre otros cabe destacar la gambas rojas de profundidad, *Aristeus antennatus* y *Plesionika martia*, que presentan sus máximas abundancias en este tipo de fondos, y son especies de elevado valor comercial (Bas, 2005; Maynou *et al.,* 2006; Maynou y Cartes, 2011). En otras zonas geográficas, es conocido el papel de especies de esta familia (Isididae) como *Essential Fish Habitats* (EFH), tal es el caso de especies del género *Primnoa* en el golfo de Alaska, en donde las poblaciones de este isidido ofrecen tanto alimento a especies de invertebrados, como protección a diferentes organismos (peces de roca y crustáceos), o bien un sustrato de fijación a especies de estrellas de mar, anémonas o esponjas (Krieger y Wing, 2002).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Batial
	Tipo de sustrato	Fondos fangosos compactados
	Rango de profundidad	200 - 1200 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Especie eminentemente Mediterránea, pero con presencia Atlántica también.

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear no se han detectado facies con *I. elongata* ni en las Islas Baleares ni en el Levante de la Península Ibérica. Por tanto no se cuenta con información sobre la distribución de *I.elongata* en profundidad distinta a la recogida en la bibliografía.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *I. elongata* sólo se observa en una de las cuadrículas muestradas en el Levante de la Península Ibérica en el área de la costa de Cataluña; aunque en esa cuadrícula no se supera el umbral predeterminado (90 kg/km^2) para considerar que la especie forma facies (Figura 2). En las Islas Baleares, en cambio, no se ha recogido ningún ejemplar de esta especie. La presencia de I. elongata en el Levante de la Península Ibérica corresponde a un 0.2 % del total de las cuadrículas muestreadas.

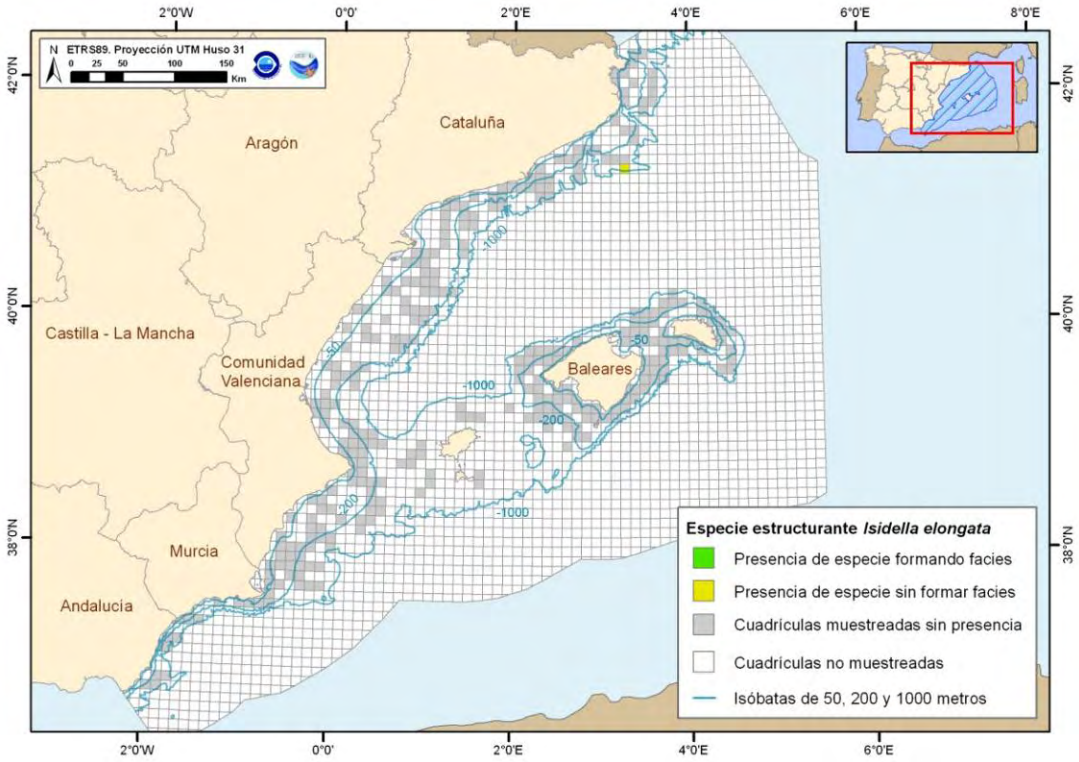


Figura 2. Distribución espacial de *Isidella elongata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En la Tabla 1 se presentan algunas de las especies asociadas a las poblaciones de *I. elongata*. Esta lista se basa en los trabajos de Pérès y Piccard (1964) y Maynou y Cartes (2011). (Nota: D'Onghia *et al.*, 2003 ofrecen una lista más amplia de especies documentadas en las comunidades de *I. elongata*, correspondiendo las mismas a aguas del Mediterráneo oriental).

No se cuenta con información relativa a la riqueza de especies y biodiversidad en esta demarcación, a partir de los muestreos MEDITS, sin embargo se cuenta con datos procedentes de la literatura. En el estudio de Maynou y Cartes (2011) se registró la presencia de 54 especies de decápodos, 61 de peces y 118 taxones de otras especies de invertebrados asociados a las comunidades de *I. elongata* (parte de esta información se recoge en la Tabla 1).

Cabe mencionar del trabajo de Maynou y Cartes (2011), que tanto la biomasa como la abundancia y la talla media de la gamba roja (*Aristeus antennatus*) resultaron ser significativamente más elevadas en los muestreos con altas densidades de *I. elongata*. Otros trabajos también sugieren una mayor riqueza de zooplankton asociada a las áreas ocupadas por esta especie (Cartes *et al.,* 2009).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, asociadas a las poblaciones de *I. elongata*, basada en los trabajos de Pérès y Piccard (1964) y Maynou y Cartes (2011).

Grupo	**Especies**
Bivalvos	*Abra longicallus*
	Delectopecten vitreus
Cefalópodos	*Alloteuthis media*
	Bathypolypus sponsalis
	Histioteuthis bonnellii
	Histioteuthis reversa
	Abralia verany
	Ancistroteuthis lichtensteinii
	Brachioteuthis rüsei
	Illex coindetii
	Loligo forbesii
	Octopus salutii
	Onchyoteuthis banksii
	Pteroctopus tetracirrhus
	Rondoletiola minor
	Rossia macrosoma
	Scaeugus unicirrhus
	Sepia elegans
	Sepia orbignyana
	Sepietta oweniana
	Todarodes sagittatus
	Neorossia caroli sp.
Sipuncúlidos	*Sipunculus nudus*
Equinoideos	*Brissopsis lyrifera*

	Isópodos	*Natatolana borealis*
	Cnidarios	*Desmophyllum dianthus*
		Actinauge richardi
		Adamsia palliata
		Calliactic parasitica
		Caryophyllia smithi
		Funiculina quadrangularis
		Isidella elongata
		Kophobelemnin leukarti
		Pennatula rubra
	Braquiópodos	*Gryphus vitreus*
	Escafópodos	*Dentalium sp.*
	Gasterópodos	*Lunatia pulchella*
		Cassidaria thyrrena
		Aporrhais pespelecani
		Argobuccinum olearium
		Cassidaria echinophora
		Tethys fimbria
	Eufausiáceos	*Meganyctiphanes norvegica*
	Holoturias	*Mesothuria intestinalis*
		Molpadia musculus
Poríferos	*Hyalonema thomsoni*	
	Calthropella pathologica	
	Decapoda	*Anamathia rissoana*
		Aristaeomorpha foliacea
		Aristeus antennatus
		Calocaris macandreae
		Dorhynchus thomsoni

	Geryon longipes
	Munida tenuimana
	Pagurus alatus
	Pandalina profunda
	Paromola cuvieri
	Pasiphaea multidentata
	Plesionika acanthonotus
	Plesionika martia
	Polycheles typhlops
	Pontophilus norvegicus
	Richardina fredericii
	Sergia robusta
Condrictios	*Etmopterus spinax*
	Galeus melastomus
Peces	*Benthocometes robustus*
	Chauliodus sloani
	Chlorophthalmus agassizi
	Cyclothone braueri
	Cyclothone pygmaea
	Helicolenus dactylopterus
	Hoplostethus mediterraneus
	Hymenocephalus italicus
	Lampanyctus crocodilus
	Lepidorhombus boscii
	Molva dipterygia
	Nemichthys scolopaceus
	Nezumia aequalis
	Notacanthus bonapartei

Notolepis rissoi

Paraliparis sp.

Phycis blennoides

Stomias boa

Symphurus ligulatus

Trachyrhynchus trachyrhynchus

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

No se dispone de valores de biomasa de *I. elongata* en la demarcación levantino-Balear debido a que el valor máximo registrado (de entorno a 0.025 kg/km^2, en 2006) no alcanza el umbral estipulado para definir la formación de facies (90 kg/km^2). Estos valores contrastan con densidades registradas por Maynou y Cartes (2011) en zonas del mar catalán (entre 418 y 1656 m de profundidad), las cuales mostraron valores medios de 97.6±73.8 (SD) kg/km^2, con un valor máximo registrado de 1292 kg/km^2 a 626 m de profundidad.

Citas bibliográficas

Bas C. (2005) Present situation of the fishing stocks in north-west Mediterranean (Alicante-Elba). Ecological and fishing impact. ULPGC. Biblioteca Universitaria. p 121-136

Bellan-Santini D (1985) The Mediterranean benthos: reflections and problems raised by a classification of the benthic assemblages. In Moraitou-Apostolopoulou M. and Kiortsis V. (eds) Mediterranean marine ecosystems. New York: Plenum Press, pp. 19–48.

Cartes JE, Maynou F, Fanelli E, Romano C, Mamouridis V, Papiol V (2009) The distribution of megabenthic, invertebrate epifauna in the Balearic Basin (western Mediterranean) between 400 and 2300 m: Environmental gradients influencing assemblages composition and biomass trends. Journal of Sea Research 61, 244-257

Gili JM, Ros JD, Pagès F (1987) Types of bottoms and benthonic cnidaria from the trawling grounds (littoral and bathyal) of Catalonia (N.E. Spain), Vie et Milieu 37: 85-98

Grasshoff M (1988) Die Gorgonaria der Expeditionen von Travailleur 1880–1882 und Talisman 1883 (Cnidaria, Anthozoa). Zoosystema 8, 9–38.

Grasshoff M (1989) The Strait of Gibraltar as a faunistic barrier: the gorgonaceans, pennatulaceans, and antipatharians of the BALGIM cruise (Cnidaria: Anthozoa). Senckenbergiana Maritima 20, 201–223.

Krieger KJ, Wing BL (2002) Megafauna associations with deep water corals (Primnoa spp.) in the Gulf of Alaska. Hydrobiologia, 471, 83-90

Laubier L, Emig CC (1993) La faune benthique profonde de la Meéditerranée. In Istituto di Scienze Ambientali Marine (ed.) Symposium on Mediterranean Seas 2000. Santa Margherita Ligure (Italy), 23–27 September 1991, pp. 397–424.

Matallanas J (1979) Contribución al estudio de la ictiofauna de la zona explotada por las barcas de pesca de Blanes (Mar Catalana). Boletín Sociedad de Historia Natural de Baleares 23, 127-145

Maurin Cl (1968) Ecologie ichthyologique des fonds chaliitables atlantiques (de la baie ibéro-marocaine A la Mauiritanie) et de la Méditerranée occidentale, I[e] These Université Nancy.

Maynou F, Cartes JE (2011) Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of Isidella elongata in the western Mediterranean. J Mar Biol Assoc UK:1-7

Maynou F, Sardá F, Tudela S, Demestre M (2006) Management strategies for red shrimp (Aristeus antennatus) fisheries in the Catalan Sea (NW Mediterranean) based on bioeconomic simulation analysis. Aquatic Living Resources 19, 161–171.

Pérès JM (1967) The Mediterranean benthos. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 5, 449–533.

Pérès, JM, Piccard J (1964) Nouveau Manuel de bionomie benthonique de la Mer Mediterranee. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume 31 (47): 1–137.

Purser A, Larsson AI, Thomsen L, van Oevelen D (2010) The influence of flow velocity and food concentration on Lophelia pertusa (Scleractinia) zooplankton capture rates. J Exp Mar Biol Ecol 395:55-62

Sherwood OA, Heikoop JM, Scott DB, Risk MJ, Guilderson TP, McKinney RA (2005) Stable isotopic composition of deep-sea gorgonian corals Primnoa spp.: a new archive of surface processes. Marine Ecology Progress Series 301, 135–148

Tsounis G, Orejas C, Reynaud S, Gili JM, Allemand D, Ferrier-Pagès C (2010) Prey-capture rates in four Mediterranean cold water corals. Mar Ecol Prog Ser 398:149-155

Fondos de Maërl

Código EUNIS: A.5.- Sedimentos sublitorales – A.5.5. Sedimentos sub-litorales dominados por macrófitos – A.5.51 Fondos de maërl / Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos sedimentarios infra- y circa- litorales - *Fondos detríticos costeros - *Fondos de maërl/rodolitos

DESCRIPCIÓN

El término maërl se utiliza para definir un tipo de fondo caracterizado por la acumulación de rodófitos calcáreos de vida libre compuestos principalmente por especies de Coralináceas, aunque también Peyssonneliáceas (Basso, 1998). Estas algas forman los llamados rodolitos, cuya acumulación crea un tipo de hábitat que aparece a lo largo de las costas de todo el mundo en ambientes tanto tropicales y templados como polares (Bosence, 1983; Freiwald y Henrich, 1994), y cuya distribución geográfica y batimétrica depende en gran medida, de la turbidez y condiciones hidrodinámicas de las aguas. El maërl puede aparecer casi en superficie, como es el caso del Golfo de California (Steller *et al.*, 2003), o restringido a profundidades por debajo de los 25 m, como es el caso del Mediterráneo, donde su distribución puede incluso alcanzar los 100 m (Soto, 1990; Ballesteros, 1989; Sciberras *et al.,* 2009).

Normalmente los fondos de maërl se encuentran en zonas sometidas a corrientes moderadas o incluso fuertes que eviten la deposición de sedimentos sobre los rodolitos y que a su vez permitan una cierta frecuencia de giro, necesaria para mantener algas vivas en toda su superficie (Basso, 1998; Marrack, 1999; Wilson *et al.,* 2004).

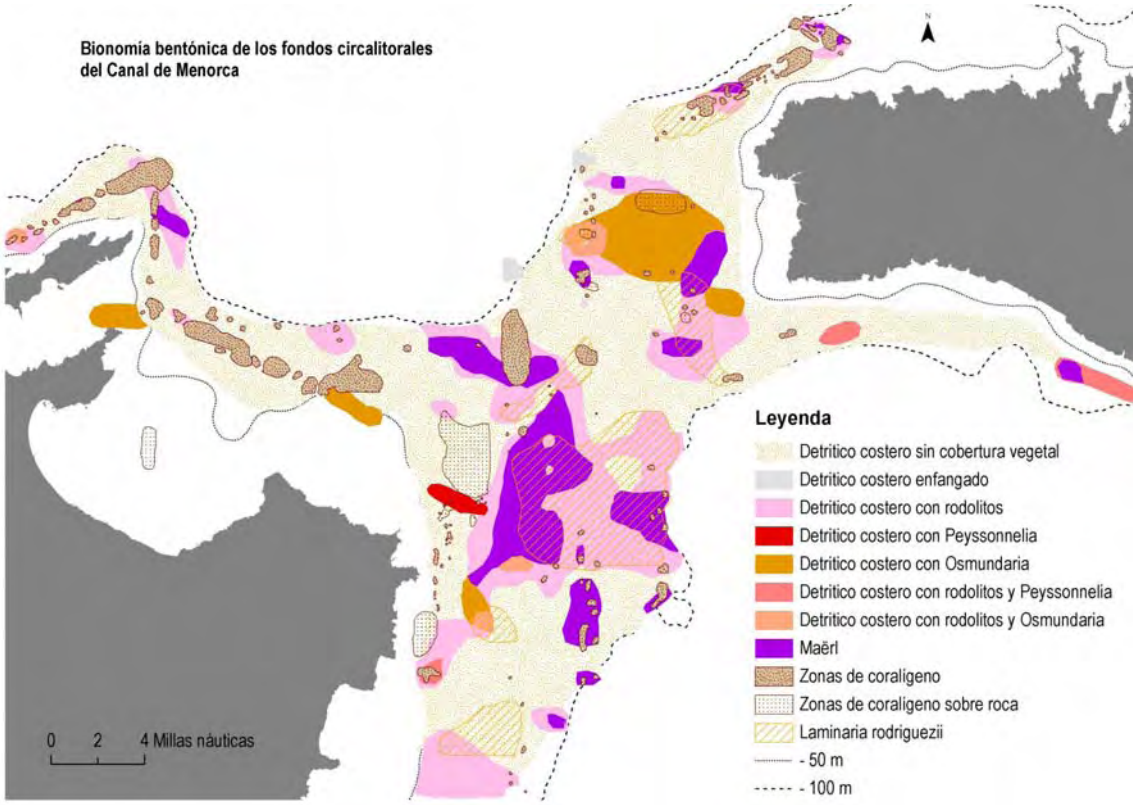
Incluso en condiciones favorables, el crecimiento de las especies que forman rodolitos es muy lento. Sin embargo, es difícil dar un dato aproximado sobre el índice de crecimiento ya que éste puede variar en un orden de magnitud para una misma especie dependiendo del área en que se encuentra, temperatura y profundidad (Blake y Maggs, 2003). Un ejemplo de ello es *Lithothamnion corallioides*, considerada una de las especies más comunes en los fondos de maërl europeos a la cual se le atribuye un crecimiento de entre 0.1 y 1 mm por año en las puntas de sus ramas, en el noroeste de España y oeste de Irlanda respectivamente (Adey y McKibbin, 1970; Fazakerley y Guiry, 1998).

La morfología de los rodolitos también ofrece muchas variantes dependiendo de las especies que los forman y del ambiente en que se encuentran. Encontramos especies típicamente formadoras de rodolitos ramificados (p.ej. *L. corallioides, Lithothamnion valens, Phymatolithon calcareum*), más o menos esféricos o con ramificación densamente cerrada (*Spongites fruticulosa*, *Lithophyllum racemus*), o incluso formas laminares típicas de Peyssonneliáceas (Basso, 1998; Sciberras *et al.*, 2009).

La acumulación de rodolitos aumenta la complejidad tridimensional de los fondos blandos creando hábitats más heterogéneos que aparecen acompañados por altos niveles de biodiversidad tanto de algas como de animales, los cuales aprovechan las posibilidades estructurales que les ofrecen estos tipos de fondos (Steller *et al.,* 2003; Bordehore *et al.*, 2003; Hinojosa-Arango y Riosmena-Rodríguez, 2004; Sciberras *et al.*, 2009; Barberà *et al.*, 2012). De hecho, una definición del maërl que reflejaría su gran importancia a nivel ecológico podría ser

el nombre que dan a estos fondos los pescadores de Malta, “ramel haj” (sedimento vivo; Sciberras *et al.,* 2009).

Debido a la alta diversidad biológica y fragilidad, y la lenta regeneración de los fondos de maërl (Barberà *et al.*, 2003; Bordehore *et al.*, 2003), éstos son considerados hábitats sensibles (STECF, 2006), cuya protección ha sido recogida en el plan de pesca para el Mediterráneo Español y la nueva normativa pesquera europea del Mediterráneo, prohibiendo la pesca de arrastre en estos fondos al considerarse como su principal amenaza (Barberà *et al.*, 2003; Borg *et al.,* 1999). De hecho, en zonas en las que las condiciones para el desarrollo del maërl son favorables, como el Canal de Menorca, dónde la pesca de arrastre es nula o tiene una menor intensidad debido a la presencia de cables eléctricos y fondos de roca y coralígeno, los fondos de maërl/rodolitos pueden ocupar áreas extensas.



En la clasificación jerárquica de EUNIS de los hábitats marinos, los fondos de maërl se describen en el nivel A5.51, el cual posee hasta 6 subtipos de hábitats, de los cuales el A5.516 englobaría los fondos de mäerl que han sido citados en el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares sobre fondos detríticos costeros (Ballesteros, 1994; Canals y Ballesteros, 1997; Ordines y Massutí, 2009; Barberà *et al.,* 2012): *Asociación con rodolitos en fondos detrítico-costeros*. El borrador del Listado de hábitats del Mediterráneo (Ballesteros *et al.,* 2011) incluye, dentro de los Fondos de maërl/rodolitos, y en función de las especies dominantes, 4 tipos de hábitat más específicos que permiten una mejor clasificación de los fondos de maërl en las áreas antes mencionadas:

- Fondos con dominancia de *P. calcareum* y *L. corallioides*.
- Fondos con dominancia de *S. fructiculosa*.
- Fondos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina*.
- Fondos con dominancia de *Peyssonnelia* spp.

Los fondos con dominancia de *P. calcareum* y *L. corallioides* y los fondos con dominancia de *S. fruticulosa* aparecen en sedimentos constituidos fundamentalmente por arenas y gravas limpias, llegando a alcanzar coberturas del 100% en áreas con condiciones hidrodinámicas favorables (p.ej. corrientes moderadas a fuertes y episodios de temporales) (Sciberras *et al.,* 2009; Ordines *et al.,* 2011).

Los fondos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina* (fuertemente calcificada) y con dominancia de *Peyssonnelia* spp. (otras especies con menor grado de calcificación que *P. rosa-marina* como p.ej. *P. squamaria, P. rubra, P. inamoena, P. dubyi* y *P. stoechas*), se engloban en una variedad del detrítico costero caracterizada por una elevada biomasa de algas libres del género *Peyssonnelia* (Ballesteros, 1994; Ordines y Massutí, 2009). En contraste con los fondos de maërl con dominancia de *P. calcareum* y *L. corallioides* y los fondos con dominancia de *S. fruticulosa*, los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de Peyssonneliáceas suelen relacionarse con bahías abiertas, más resguardadas, con sedimentos finos, e incluso fango, dónde se alternan los períodos de calma con períodos de corrientes en forma de remolino (Pérès, 1985; Bordehore *et al.,* 2003).

Es importante remarcar que entre los 4 tipos de hábitats de maërl enumerados en el borrador del Listado de hábitats del Mediterráneo existe todo un gradiente de fondos de transición en los que la proporción que representan las distintas especies de algas y fauna asociada va cambiando de forma continua (Ballesteros, 1994; Ordines *et al.,* 2011).

A continuación se detallan los resultados de los indicadores de estado actual para cada uno de los cuatro tipos de fondos de maërl presentes en la demarcación Levantino-Balear.

Fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Phymatolithon calcareum* y *Lithothamnion corallioides*

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribucióndel hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	38-90 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Como comunidad con ambas especies solo se ha descrito en el Mediterráneo (Ballesteros 1989)

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *P. calcareum* y *L. corallioides* sólo aparecieron en las Islas Baleares, y más concretamente en Mallorca y Menorca. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para éste hábitat en el área (38-90 m; Ballesteros 1989, Barberà *et al.*, 2012), queda fuera de los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen la de plataforma continental y el talud. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca fue de 53 m en 2007, aunque para el resto de los años ésta fue más profunda, entre 56-57 m. Las profundidades medias a las que se localiza éste hábitat se encuentran entre 56 y 62 m de profundidad, durante toda la serie de campañas, con valores de los percentiles que también se sitúan, en general, en esta franja batimétrica. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables (Figura 1). Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 76 m de profundidad en el año 2007, aunque durante el resto de la serie no se detectó este hábitat a más de 66 m.

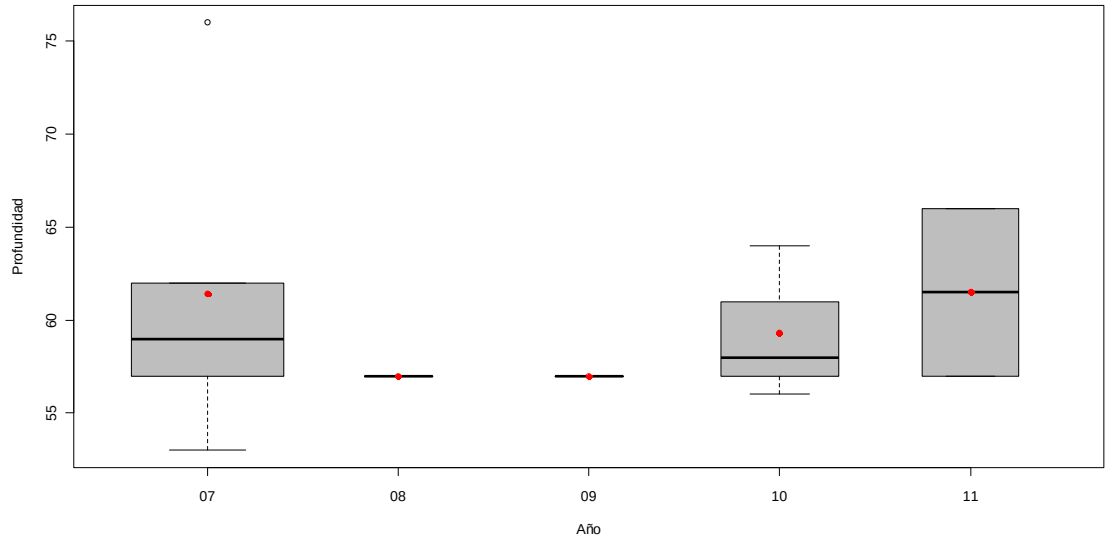


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	56-64	53-76

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En los fondos blandos circalitorales de la costa del Levante de la Península Ibérica no se ha detectado la presencia de *P. calcareum* ni *L. corallioides*. En cambio, estas especies están ampliamente distribuidas en los fondos circalitorales de sedimentos gruesos de Mallorca y Menorca, dónde forman hábitat en el 19% del total de las cuadrículas muestreadas sobre este tipo de fondos (Figuras 2 y 3), así como en el 9.1% de los fondos circalitorales de arenas finas. El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición sobre el total de las cuadrículas muestreadas se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, con un máximo de 10.6% en 2007, oscilando en torno al 5% el resto de los años (Figura 4).

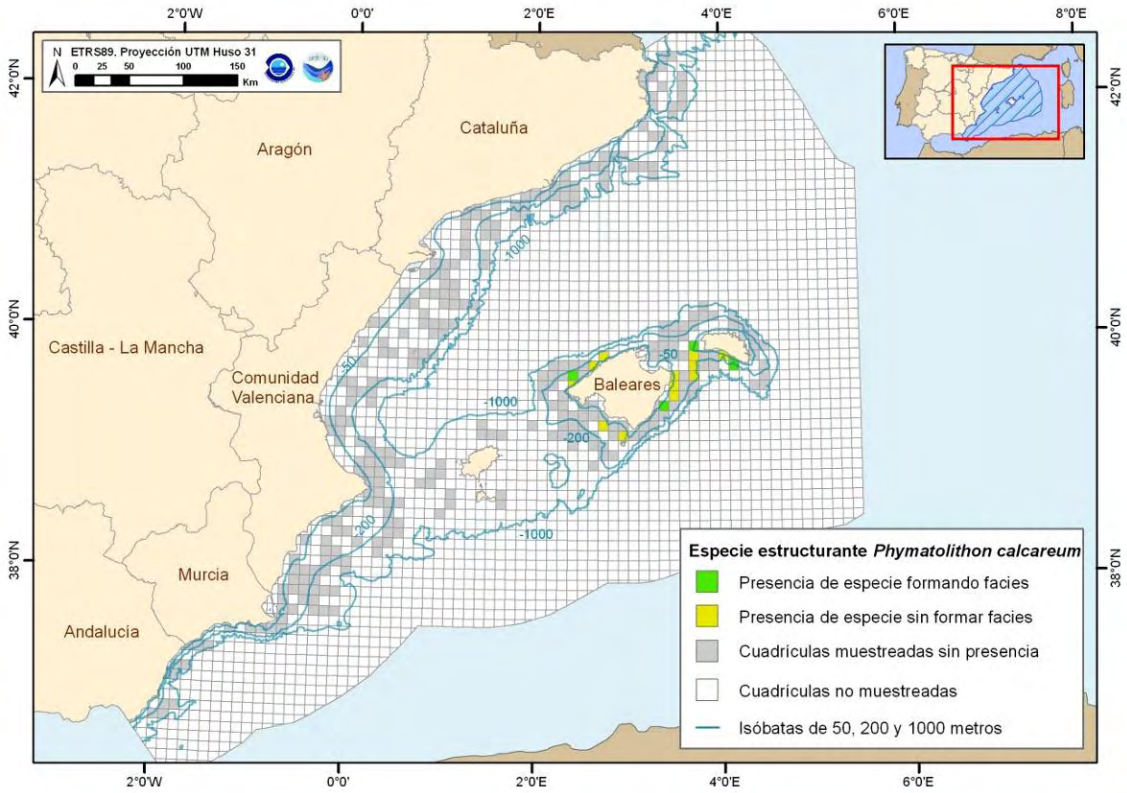


Figura 2. Distribución espacial de *Phymatolithon calcareum*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

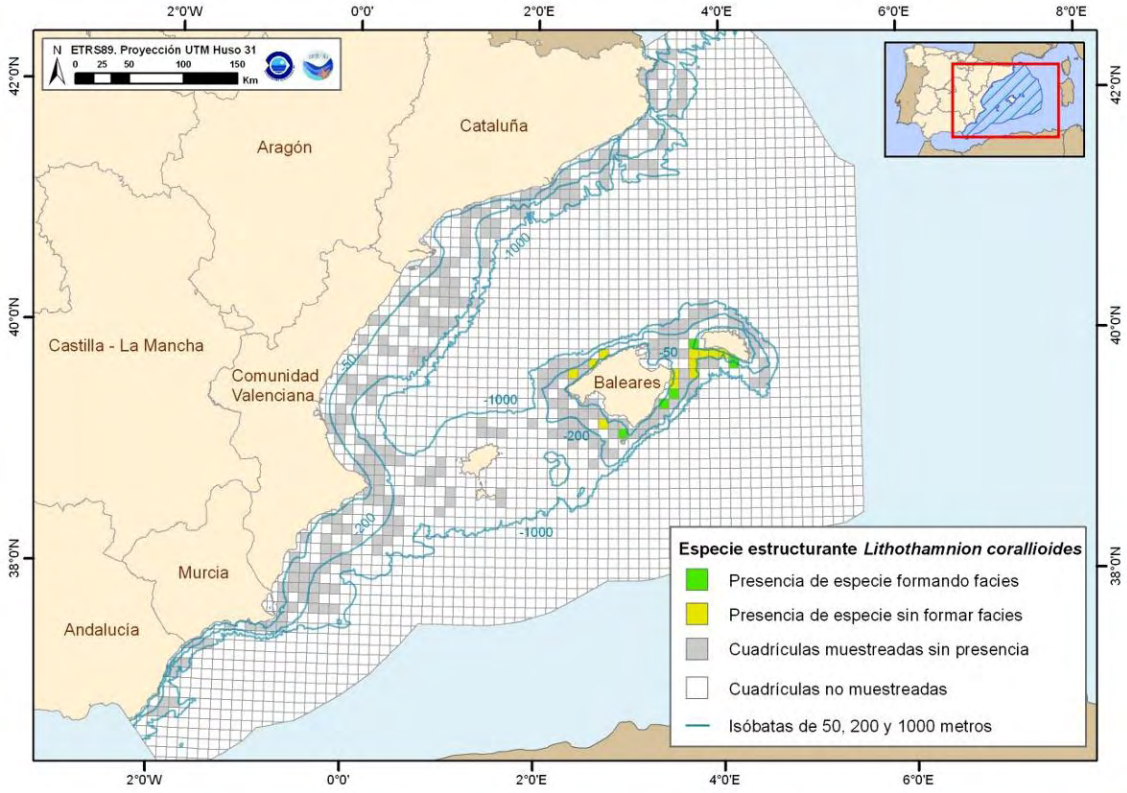


Figura 3. Distribución espacial de *Lithothamnion corallioides*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

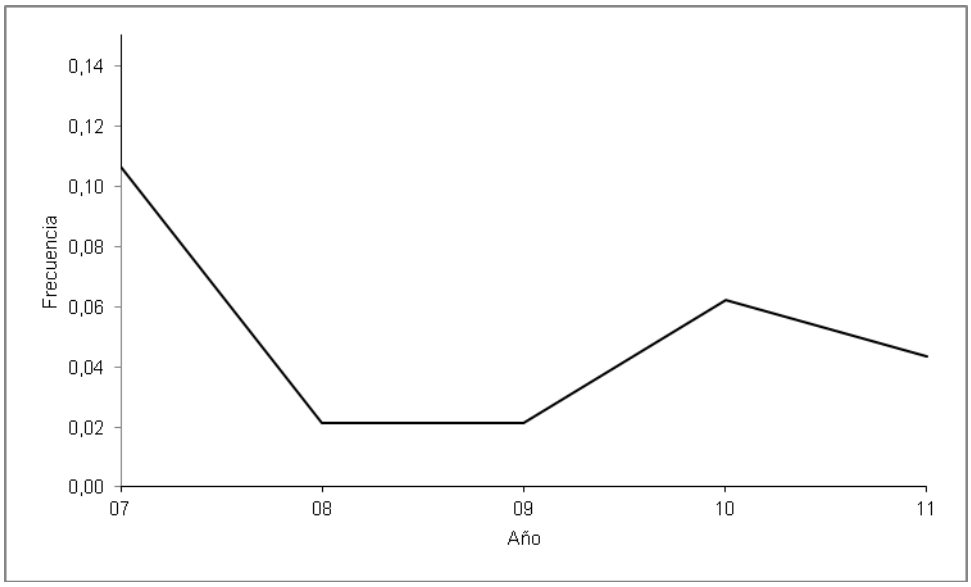


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Phymatolithon calcareum / Lithothamnion corallioides* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	5.10	10.64

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *P. calcareum / L. corallioides* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 64 especies de flora y 239 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *Osmundaria volubilis*, *Phillophora crispa*, *S. fruticulosa*, *Codium bursa*, *Rytiphlaea tinctorea*, *Flabellia petiolata* y *Cryptonemia tuniformis*, los peces *Scyliorhinus canicula*, *Serranus cabrilla, Chelidonichthys lastoviza, Trachinus draco, Mullus surmuletus, Pagellus erythrinus, Raja radula, Scorpaena scrofa, Scorpaena notata, Serranus hepatus* y *Lophius piscatorius*, los crustáceos *Inachus thoracicus*, *Dardanus arrossor* y *Pagurus prideauxi*, los moluscos *Octopus vulgaris*, *Loligo vulgaris* y *Sepia elegans*, los equinodermos

Echinaster sepositus, *Luidia ciliaris* y *Spatangus purpureus,* la ascidia *Ascidia mentula,* el cnidario *Calliactis parasitica* y varias especies de esponjas (p.ej. *Suberites domuncula*) (Tabla 1).

El ajuste lineal reveló que los valores anuales medios de los índices de diversidad y riqueza específica faunísticos se mantienen estables a lo largo de la serie, oscilando entre 1.2 y 4 y 50 y 82 especies/lance, respectivamente (Figuras 5 y 6). La riqueza específica de algas no mostró tendencia alguna a lo largo de la serie (Figura 7), oscilando entre el mínimo de 10 y el máximo de 24.6 especies/lance en 2007 y 2010, respectivamente.

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* de los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Osmundaria volubilis*	100	918024
	Phyllophora crispa	100	549111
	Spongites fruticulosus	92	880792
	Codium bursa	75	527441
	Rytiphlaea tinctorea	75	90781
	Flabellia petiolata	75	48702
	Cryptonemia tuniformis	75	24726
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	417721
	Serranus cabrilla	100	149114
	Chelidonichthys lastoviza	100	116652
	Trachinus draco	100	38091
	Mullus surmuletus	92	29815
	Pagellus erythrinus	92	23956
	Raja radula	83	70552
	Scorpaena scrofa	83	36158
	Scorpaena notata	83	31447
	Serranus hepatus	83	4476
	Lophius piscatorius	75	105392

Crustáceos	*Inachus thoracicus*	100	2572
	Dardanus arrosor	92	32595
	Pagurus prideauxi	92	24741
Moluscos	*Octopus vulgaris*	100	521193
	Loligo vulgaris	83	9227
	Sepia elegans	75	1786
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	92	15698
	Luidia ciliaris	83	16747
	Spatangus purpureus	75	5866407
Otros invertebrados	Porifera	100	288877
	Suberites domuncula	100	108072
	Ascidia mentula	92	137629
	Calliactis parasitica	83	27506

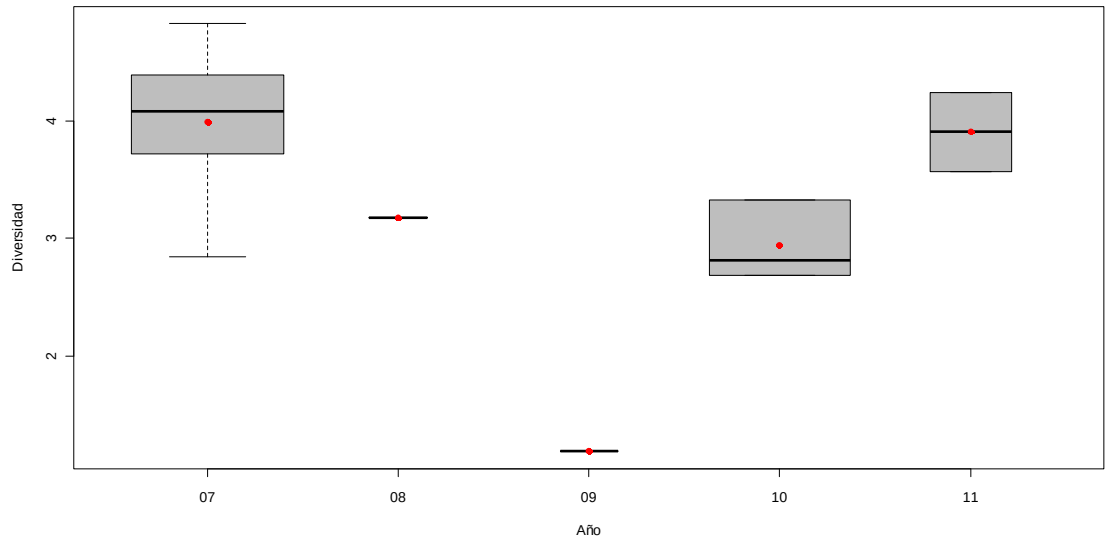


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

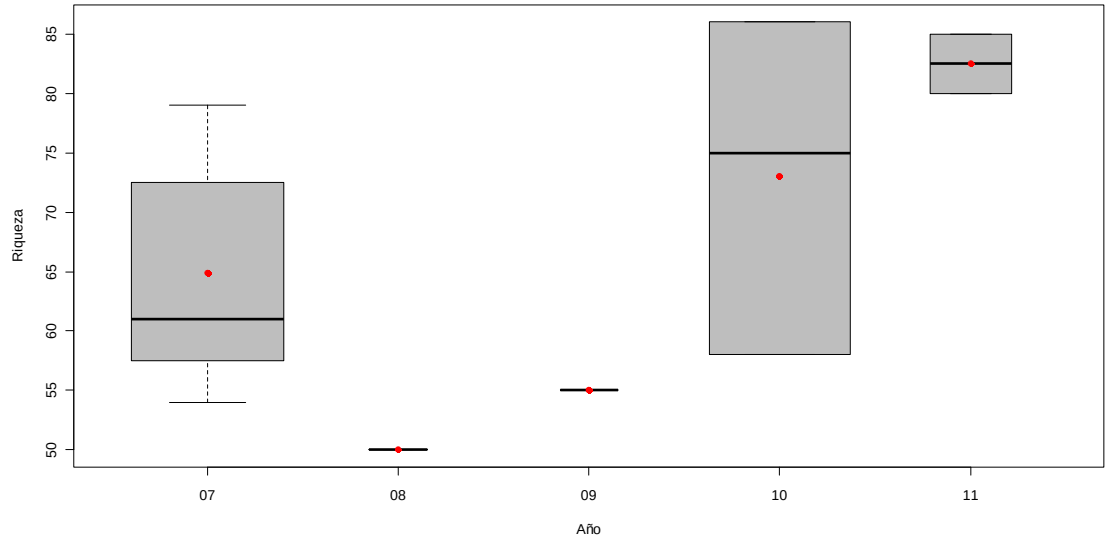


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra

horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

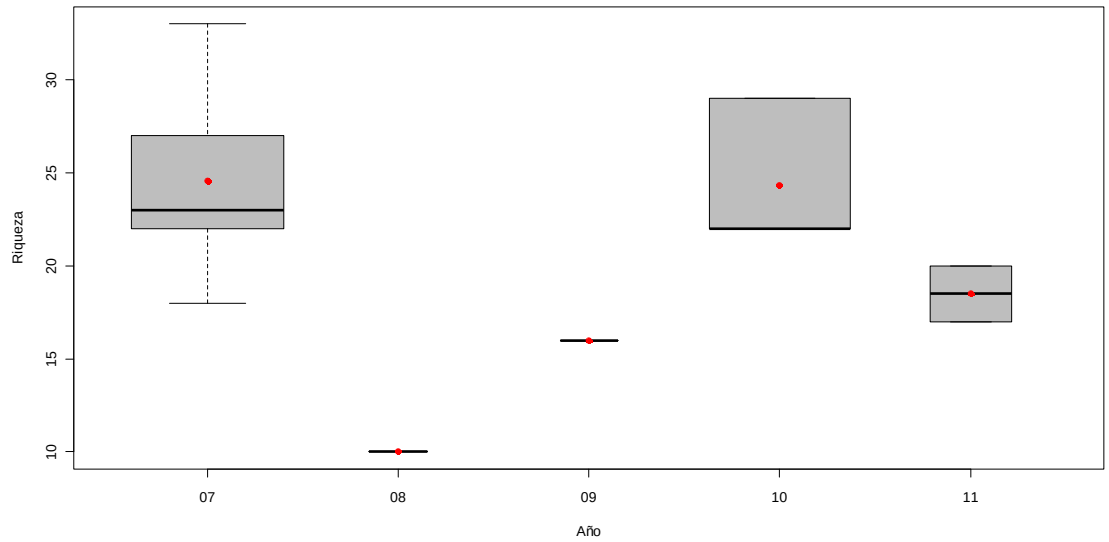


Figura 7. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	**VALOR EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
Diversidad (Índice de Shannon)	Fauna: 3.04	Fauna: 3.99
Riqueza específica	Fauna: 65.07 Flora: 18.68	Fauna: 82.50 Flora: 24.57

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de las especies estructurantes en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, aunque debe destacarse que el valor máximo (713 kg/km^2, obtenido en 2007) es muy superior al resto de valores medios de la serie (130-340 kg/km^2) (Figura 8).

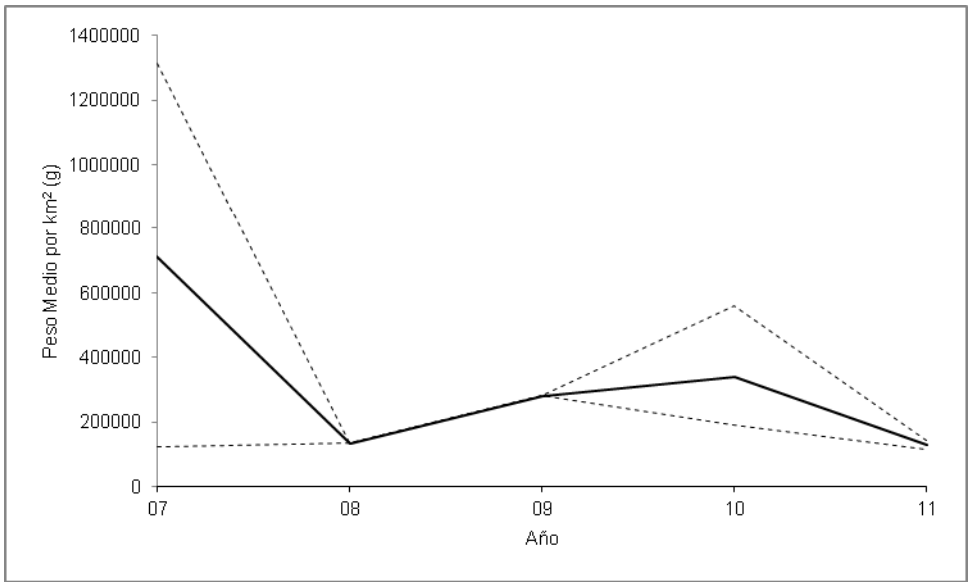


Figura 8. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Phymatolithon calcareum* y *Lithothamnion corallioides* en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	319555	713582

Fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Spongites fruticulosa*

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribucióndel hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	70-100 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear los fondos de *S. fruticulosa* sólo aparecieron en las Islas Baleares, y más concretamente en Mallorca y Menorca. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para éste hábitat en el área (70-100 m; Joher *et al.* 2010), queda fuera de los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen la de plataforma continental y el talud. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca se mantuvo entre los 51 m de 2010 y los 58 m de 2011. Las profundidades medias a las que se localiza este hábitat a lo largo de la serie histórica tienen pocas variaciones, entre 67 y 71 m de profundidad, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre los 57 y los 80 m. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 93 m de profundidad en el año 2007 (Figura 9).

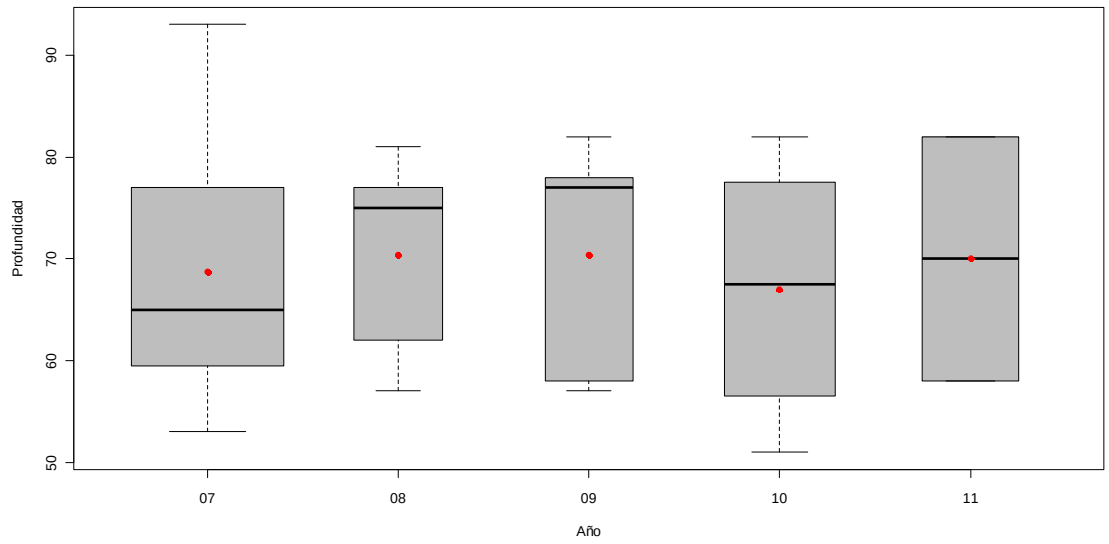


Figura 9. Distribución batimétrica anual del hábitat *Spongites fructiculosa* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	55-84	51-93

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En los fondos blandos circalitorales de la costa del Levante de la Península Ibérica no se ha detectado la presencia de *S. fruticulosa*. En cambio, esta especie está ampliamente distribuida en los fondos circalitorales de sedimentos gruesos de Mallorca y Menorca, dónde forman hábitat en el 61.9% del total de las cuadrículas muestreadas sobre este tipo de fondos (Figura 10), así como en el 31.8% de los fondos circalitorales de arenas finas. El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición respecto al total de las cuadrículas muestreadas se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, con un máximo de 31.9% en 2007, y oscilaciones entre 10 y 16% para el resto de la serie histórica (Figura 11).

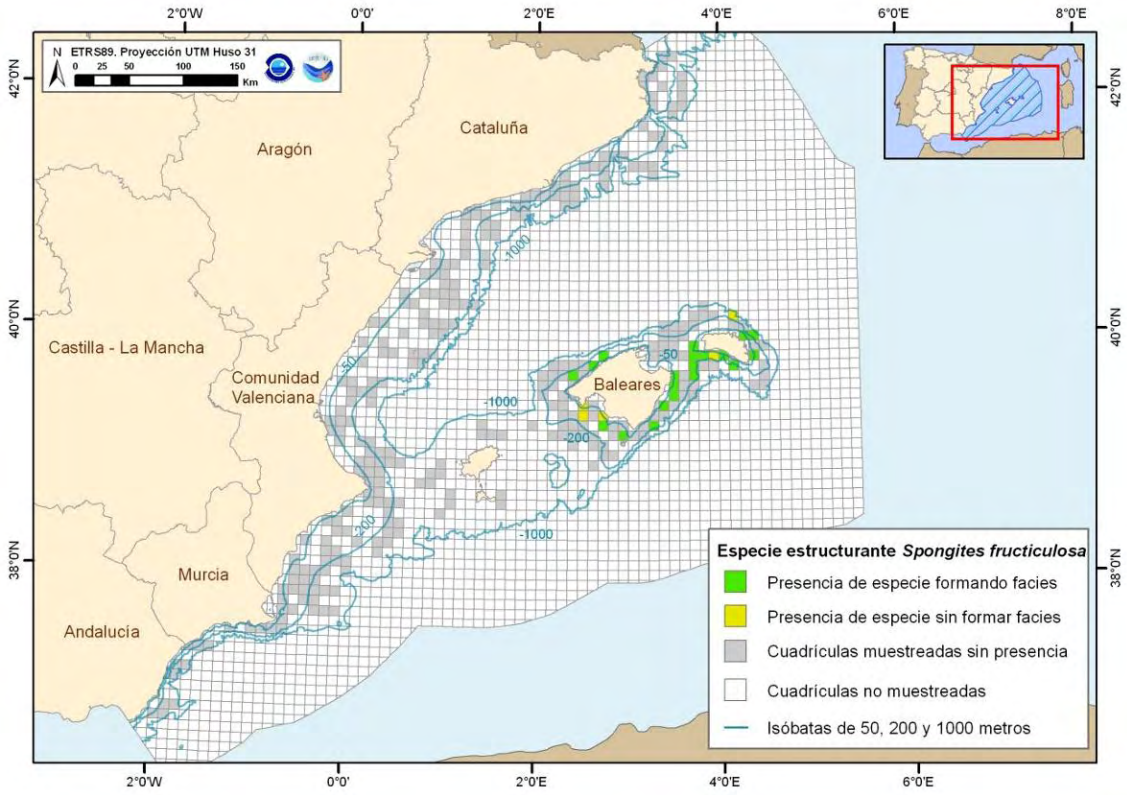


Figura 10. Distribución espacial de *Spongites fructiculosa*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

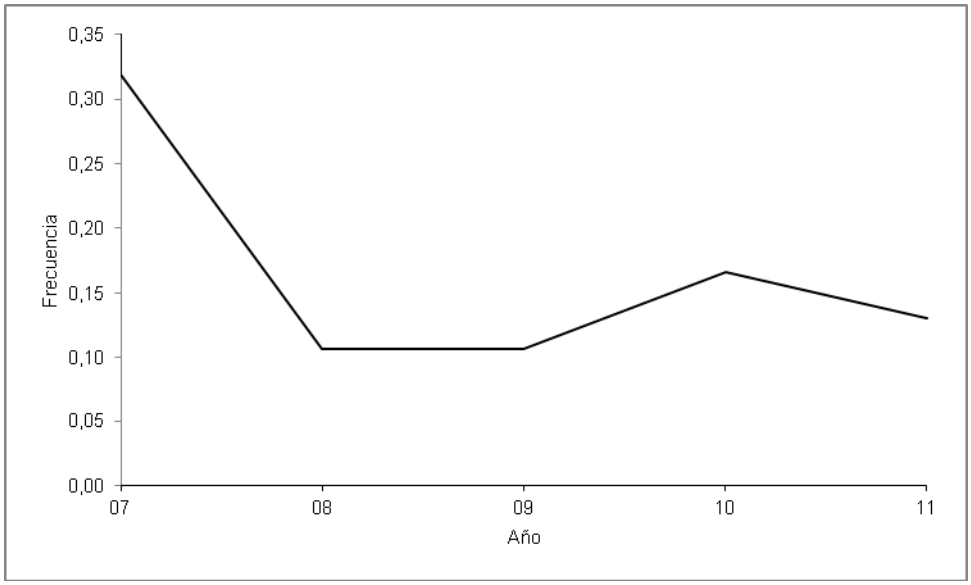


Figura 11. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Spongites fructiculosa* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	16.58	31.91

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *S. fruticulosa* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 72 especies de flora y 334 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *P. crispa*, *O. volubilis, L. valens* y *F. petiolata,* los peces *S. canicula*, *S. cabrilla, Trachinus draco, M. surmuletus, C. lastoviza* y *S. scrofa*, los crustáceos *D. arrossor*, *P. prideaux* e *I. thoracicus*, los moluscos *O. vulgaris* y *S. elegans*, los equinodermos *E. sepositus*, *S. purpureus, Cidaris cidaris* y *Ophiura texturata,* la ascidia *A. mentula* y varias especies de esponjas (p.ej. *S. domuncula*) (Tabla 2).

El ajuste lineal reveló que los valores anuales medios de los índices de diversidad y riqueza específica faunísticos se mantienen estables a lo largo de la serie, oscilando entre 2 y 3.9 y 50 y 74 especies/lance, respectivamente (Figuras 12 y 13). La riqueza específica de algas también se mantuvo estable a lo largo de la serie (Figura 14), con un máximo de 23 especies/lance en 2007, y valores que oscilaron entre 11-17 especies/lance el resto de años.

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Spongites fructiculosa* de los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Phyllophora crispa*	95	330581
	Osmundaria volubilis	82	387222
	Lithothamnion valens	74	299333
	Flabellia petiolata	74	38435
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	319753
	Serranus cabrilla	100	117560
	Trachinus draco	97	33392
	Mullus surmuletus	90	376435
	Chelidonichthys lastoviza	90	66652
	Scorpaena scrofa	79	28808
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	95	14981
	Pagurus prideauxi	87	8259
	Inachus thoracicus	87	913
Moluscos	*Octopus vulgaris*	97	362853
	Sepia elegans	79	1121
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	92	5110
	Spatangus purpureus	85	2569036
	Cidaris cidaris	72	9094
	Ophiura texturata	72	651
Otros invertebrados	Porifera	100	58996
	Ascidia mentula	87	63326
	Suberites domuncula	87	46313

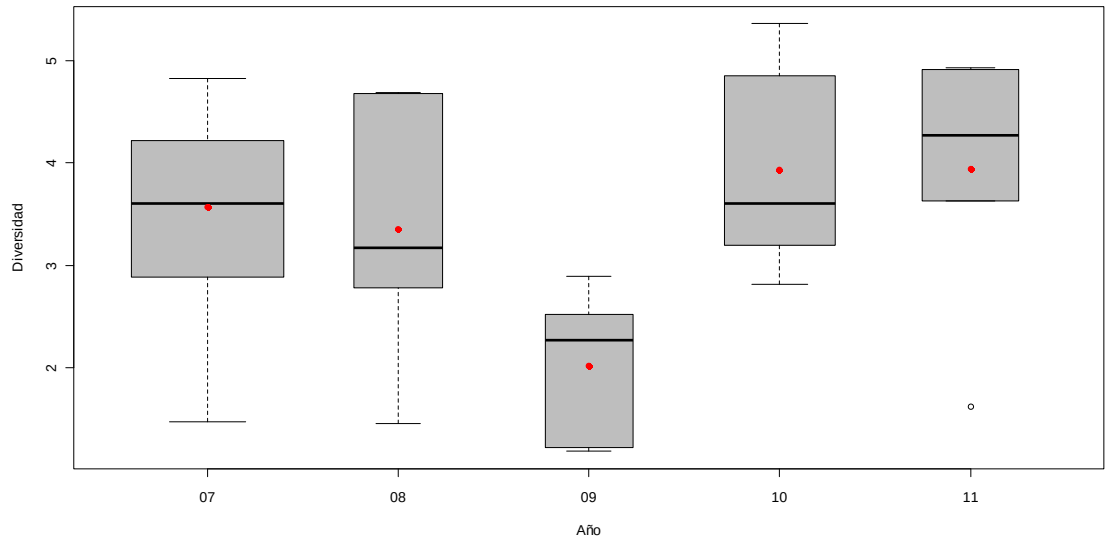


Figura 12. Diversidad anual del hábitat *Spongites fructiculosa* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

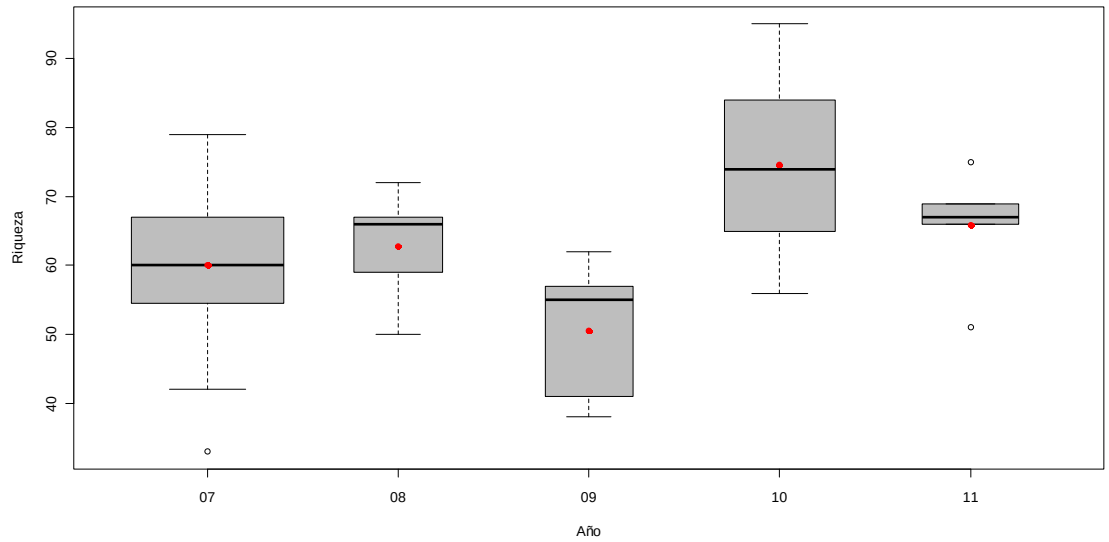


Figura 13. Riqueza específica anual del hábitat *Spongites fructiculosa* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los

límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

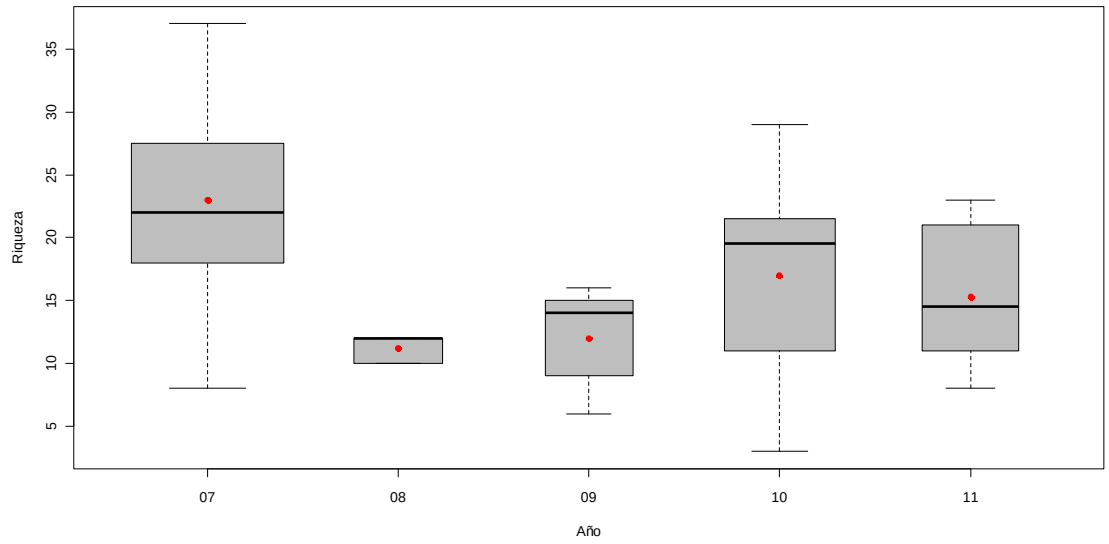


Figura 14. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Spongites fructiculosa* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	**VALOR EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
Diversidad (Índice de Shannon)	Fauna: 3.36	Fauna: 3.94
Riqueza específica	Fauna: 62.78 Flora: 15.71	Fauna: 74.62 Flora: 23.00

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *S. fruticulosa* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando entre el mínimo de 300 kg/km^2 en 2008 y el máximo de 770 kg/km^2 en 2010 (Figura 15).

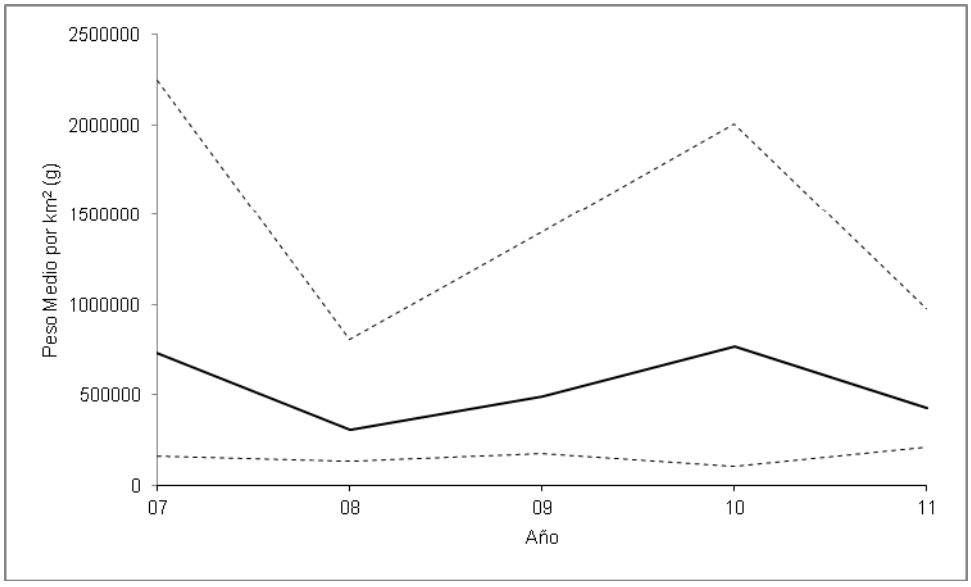


Figura 15. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Spongites fructiculosa* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	VALOR ACTUAL	EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	545626		771122

Fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina*

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribucióndel hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	40-90
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *Peyssonnelia rosa-marina* sólo aparecieron en las Islas Baleares, y más concretamente en Mallorca y Menorca. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para éste hábitat en el área (40-90 m; Ballesteros 1994), queda fuera de los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen la de plataforma continental y el talud. La profundidad mínima a la que se ha detectado estos fondos en Mallorca y Menorca fue cercana al límite superficial de los muestreos (≈50 m) durante toda la serie histórica, con un mínimo en 51 m en 2009 y 2010. Las profundidades medias a las que se localiza éste hábitat se encuentran entre 55 y 60 m, exceptuando 2007 (71 m). Los valores de los percentiles se sitúan, en general, entre los 55 y los 63 m, exceptuando 2007 (entre 59-79 m). El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 93 m de profundidad en el año 2007 (Figura 16).

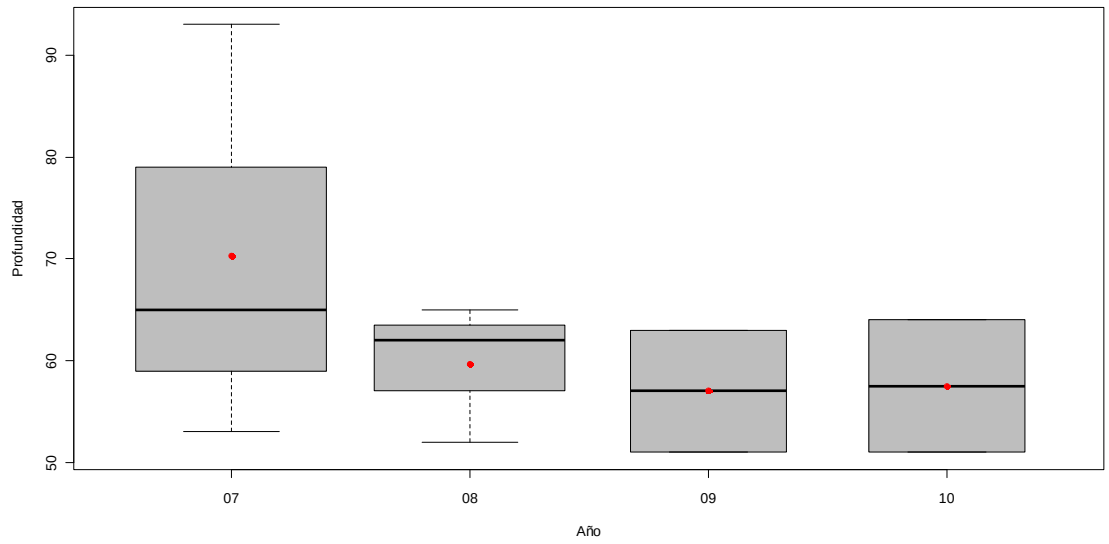


Figura 16. Distribución batimétrica anual del hábitat *Peyssonnelia rosa-marina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	VALOR ACTUAL EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	51-71	51-93

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En la costa del Levante de la Península Ibérica no se ha detectado la presencia de *P. rosa-marina*. En cambio, esta especie está presente en los fondos circalitorales de las Islas Baleares, principalmente al sur de Menorca y sur y oeste de Mallorca dónde forman hábitat en el 19% del total de las cuadrículas muestreadas sobre fondos circalitorales con sedimentos gruesos, así como en el 4.5% de los fondos circalitorales de arenas finas (Figura 17). El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición en el total de las cuadrículas muestreadas desciende a lo largo de la serie analizada, con un máximo de 6.4% en 2007 y 2008, y un mínimo en 2011, año en que este hábitat no fue detectado (Figura 18).

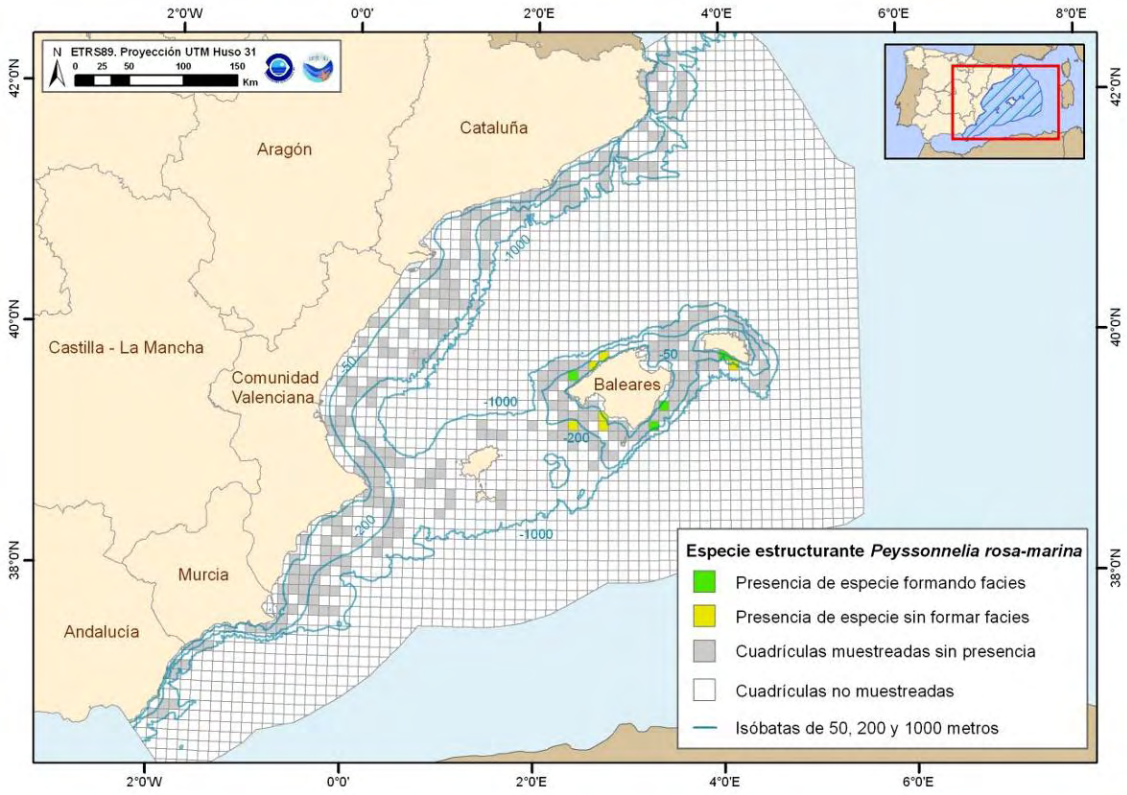


Figura 17. Distribución espacial de *Peyssonnelia rosa-marina*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

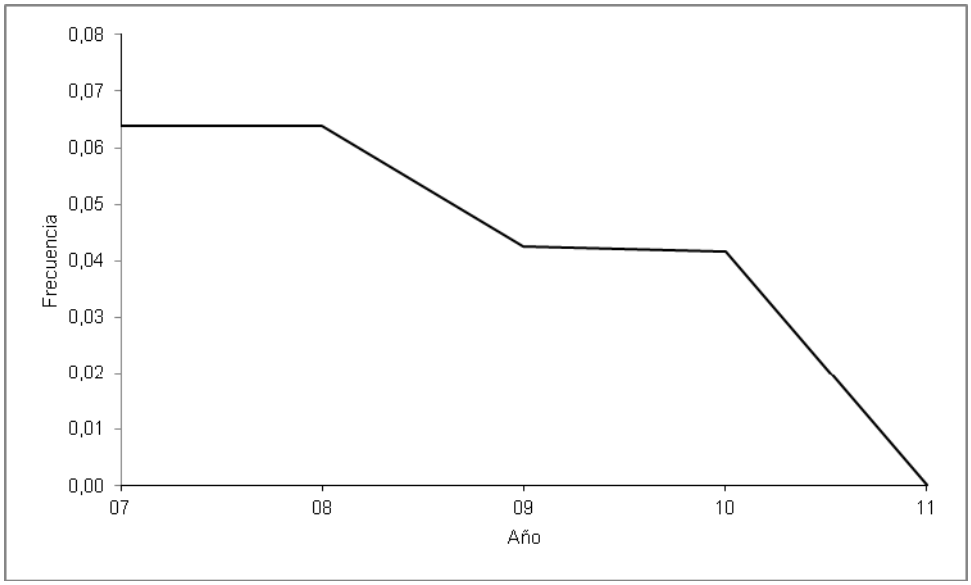


Figura 18. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Peyssonnelia rosa-marina* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.05$; $R^2=0.77$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	4.20	6.38

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *P. rosa-marina* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 53 especies de flora y 197 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *P. crispa*, *O. volubilis, C. bursa, L. valens, Peyssonnelia* spp., *L. corallioides* y *F. petiolata,* los peces *S. cabrilla, M. surmuletus, C. lastoviza*, *T. draco, S. canicula, R. radula, S. scrofa* y *S. notata* entre otros, los crustáceos *D. arrossor*, *I. thoracicus, P. prideauxi* y *Pisa armata*, los moluscos *O. vulgaris, S. elegans*, *Sepia officinalis*, *L. vulgaris* y *Alloteuthis media,* los equinodermos *E. sepositus*, *S. purpureus, Sphaerechinus granularis, C. cidaris, L. ciliaris* y *O. texturata,* la ascidia *A. mentula* y varias especies de esponjas (p.ej. *S. domuncula*) (Tabla 3).

El ajuste lineal reveló que los valores anuales medios de los índices de diversidad y riqueza específica faunísticos se mantienen estables a lo largo de la serie, oscilando entre 3.3 y 3.9 y 57 y 76 especies/lance, respectivamente (Figuras 19 y 20). La riqueza específica de algas también se mantuvo estable (Figura 21), con un máximo de 27 especies/lance en 2007, y valores que oscilaron entre 13 y 23 especies/lance el resto de los años.

Tabla 3. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Peyssonnelia rosa-marina* de los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Phyllophora crispa*	90	1137114
	Osmundaria volubilis	80	945329
	Codium bursa	80	295037
	Lithothamnion valens	80	253077
	Peyssonnelia spp.	70	8368335
	Lithothamnion corallioides	70	88425
	Flabellia petiolata	70	30021
Peces	*Serranus cabrilla*	100	171010
	Mullus surmuletus	100	123524
	Chelidonichthys lastoviza	100	65471
	Trachinus draco	100	32394
	Scyliorhinus canicula	90	220135
	Raja radula	90	107190
	Scorpaena scrofa	90	75741
	Scorpaena notata	90	23693
	Scorpaena porcus	80	21073
	Pagellus erythrinus	80	21011
	Trachinus radiatus	80	16649
	Blennius ocellaris	80	1422
	Spicara smaris	70	64167
	Zeus faber	70	55155
	Serranus hepatus	70	19392
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	90	44525
	Inachus thoracicus	90	2242

	Pagurus prideauxi	70	14912
	Pisa armata	70	2041
Moluscos	*Octopus vulgaris*	90	468456
	Sepia elegans	90	1930
	Sepia officinalis	80	16815
	Loligo vulgaris	70	15472
	Alloteuthis media	70	1384
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	100	18541
	Spatangus purpureus	90	4777573
	Sphaerechinus granularis	90	229914
	Cidaris cidaris	70	28465
	Luidia ciliaris	70	5965
	Ophiura texturata	70	1352
Otros Invertebrados	Porifera	100	1092825
	Suberites domuncula	100	102354
	Ascidia mentula	90	146305

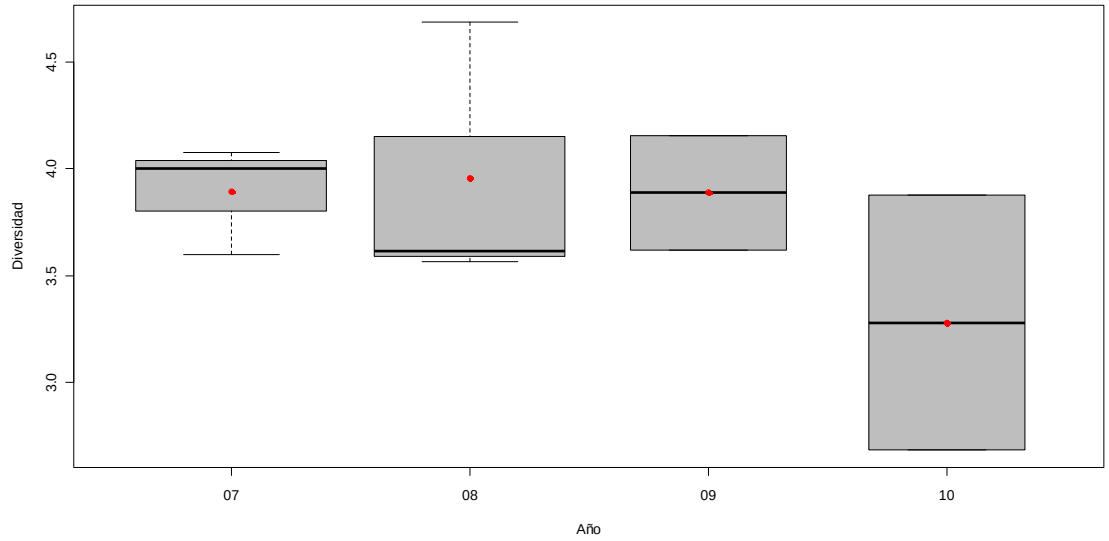


Figura 19. Diversidad anual del hábitat *Peyssonnelia rosa-marina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras

finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

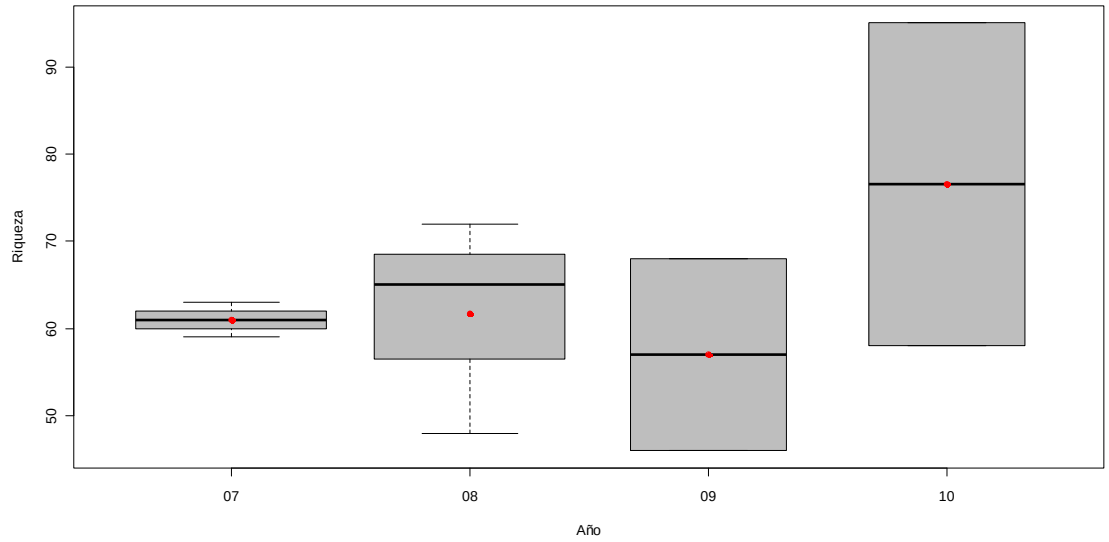


Figura 20. Riqueza específica anual del hábitat *Peyssonnelia rosa-marina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

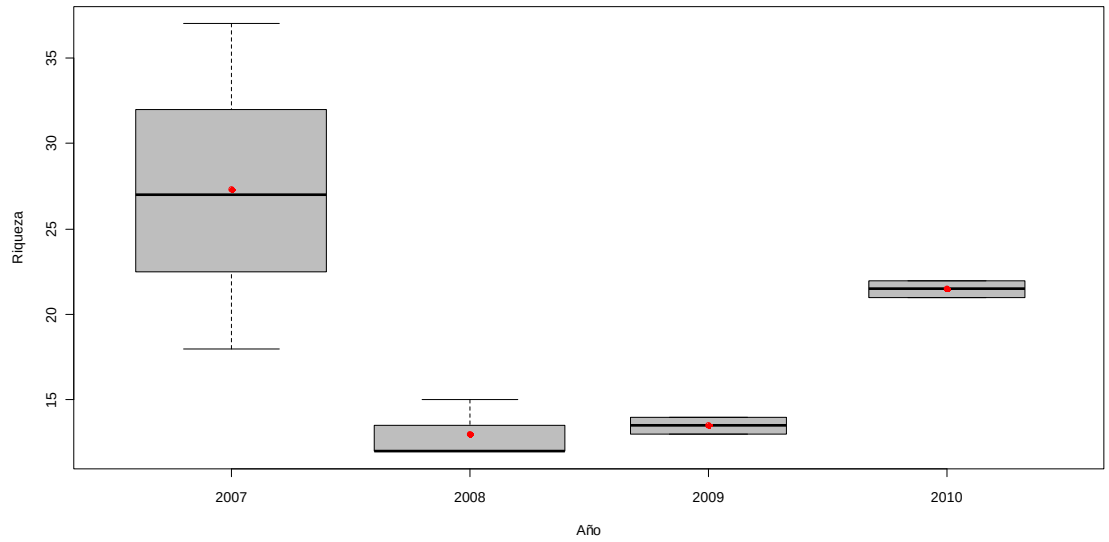


Figura 21. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Peyssonnelia rosa-marina* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Fauna: 3.75	Fauna: 3.96
Riqueza específica	Fauna: 64.04 Flora: 18.83	Fauna: 76.50 Flora: 27.33

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *P. rosa-marina* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando entre el mínimo de 377 kg/km^2 en 2009 y el máximo de 1770 kg/km^2 en 2010 (Figura 22).

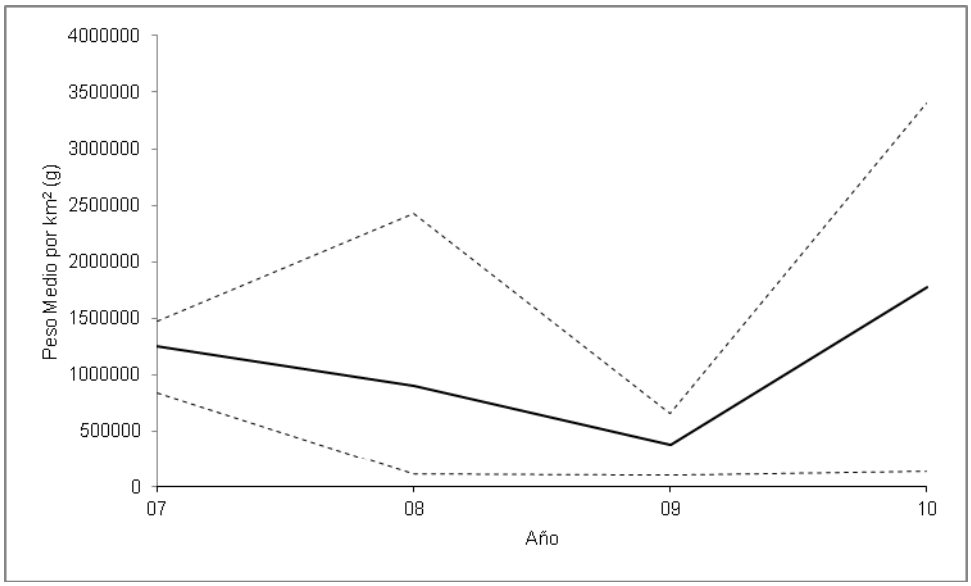


Figura 22. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Peyssonnelia rosa-marina* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	**VALOR EVALUACIÓN ACTUAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
Abundancia (g/km^2)	1075642	1770221

Fondos de maërl con dominancia de *Peyssonnelia* spp.

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribucióndel hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	40-90
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *Peyssonnelia* spp. han sido detectados tanto en las Islas Baleares como en la costa del Levante de la Península Ibérica, aunque en esta última área solo en un año (2006) y en una sola muestra a 42 m de profundidad. Aunque probablemente estos fondos también estén presentes en Ibiza y Formentera, el rango batimétrico descrito para éste hábitat en el área (40-90 m; Ballesteros, 1994), queda fuera de los muestreos realizados hasta ahora en estas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen la de plataforma continental y el talud. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca estuvo en torno a los 57 m. Las profundidades medias oscilaron entre 62 y 65 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre 60 y 68 m. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 71 m de profundidad en el año 2011 (Figura 23).

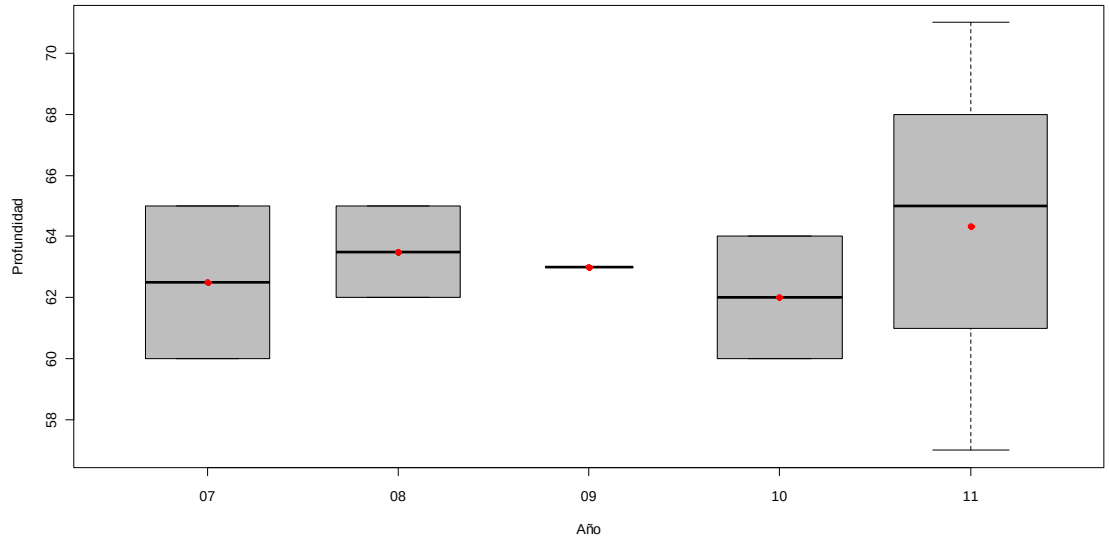


Figura 23. Distribución batimétrica anual del hábitat *Peyssonnelia* spp. en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	60-65	57-71
	Levante Peninsular	42 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2006)	42

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En la costa del Levante de la Península Ibérica sólo se ha detectado la presencia de *Peyssonnelia* spp. alrededor de Cabo de Palos. En cambio, estas especies están ampliamente distribuidas en los fondos circalitorales de sedimentos gruesos de las Islas Baleares dónde forman hábitat en el 28.6% del total de las cuadrículas muestreadas (Figura 24), localizándose principalmente al sur de Menorca y sur-oeste de Mallorca. El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición respecto al total de las cuadrículas muestreadas en las Islas Baleares se mantiene estable a lo largo de la serie analizada, con oscilaciones entre el 2 y el 4% entre 2007 y 2010, y un máximo

en 2011 de 6.5% (Figura 25). En el Levante de la Península Ibérica, el porcentaje de aparición para el año 2006 (único en que este hábitat fue detectado) fue de1.05% (Figura 26).

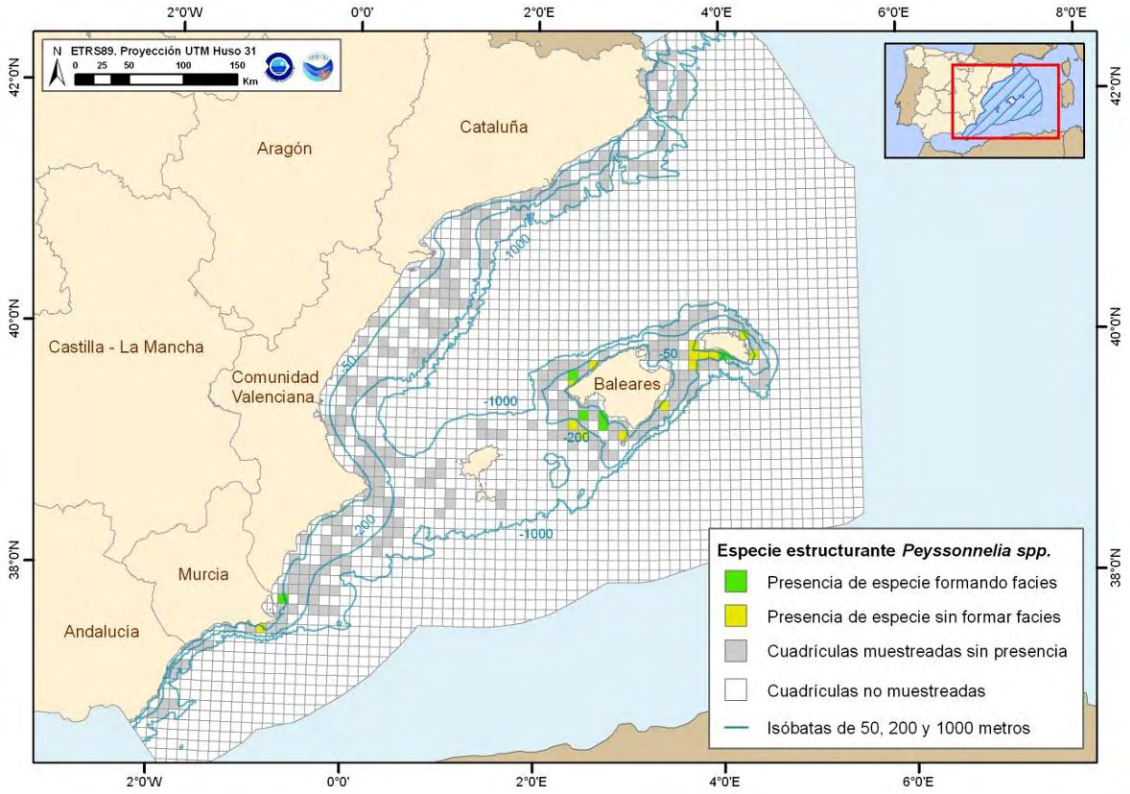


Figura 24. Distribución espacial de *Peyssonnelia* spp., en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

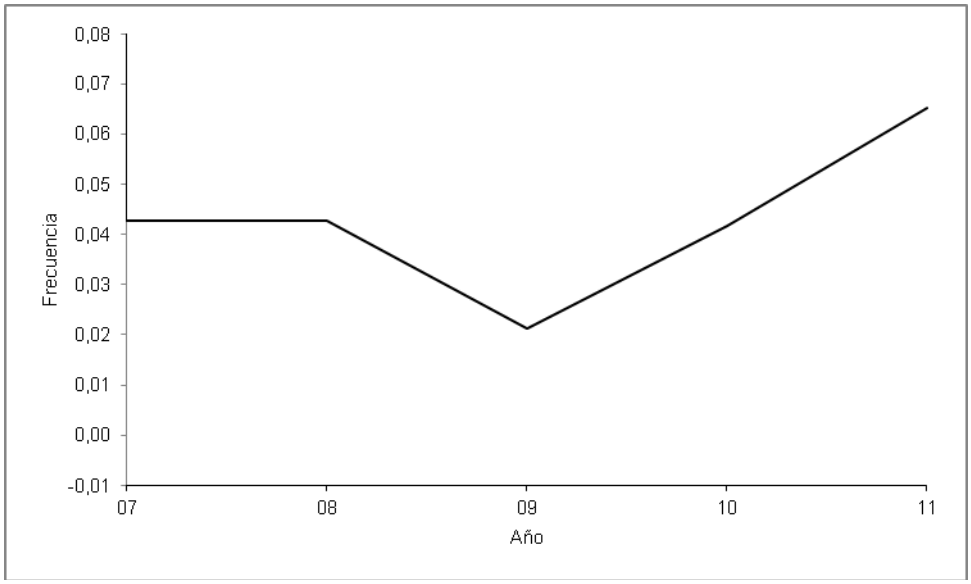


Figura 25. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Peyssonnelia* spp. respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos

de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

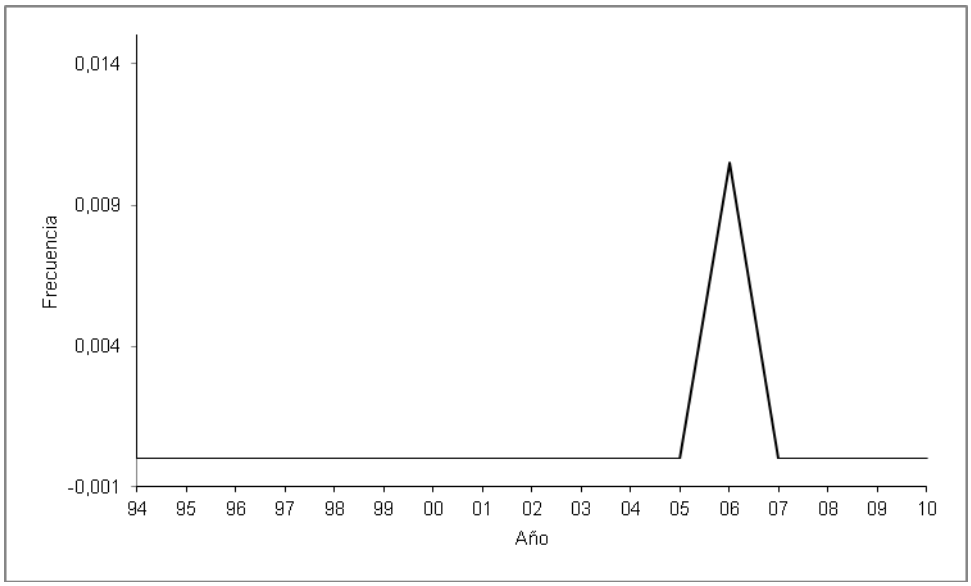


Figura 26. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Peyssonnelia* spp. respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	4.27	6.52
	Levante Peninsular	0.21 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2006)	1.05

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *Peyssonnelia* spp. de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 59 especies de flora y 208 de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan las algas *P. crispa*, *L. valens, P. rosa-marina, Phyllophora heredia, Sphaerococcus coronupifolius, C. tuniformis, O. volubilis, C. bursa, Palmophyllum crassum* y

Gloiocladia microspora, los peces *S. canicula, S. cabrilla, M. surmuletus, S. notata, T. draco, Arnoglossus thori, Zeus faber, C. lastoviza, Blennius ocellaris, L. piscatorius, S. scrofa*, *P. erythrinus* y *S. porcus*, los crustáceos *D. arrossor*, *P. armata* e *I. thoracicus,* los moluscos *O. vulgaris, S. elegans*, *L. vulgaris* y algunas especies de nudibranquios, los equinodermos *E. sepositus*, *S. granularis, Hacelia attenuata, Stichopus regalis* y *L. ciliaris,* las ascidias *A. mentula, Synoicum blochmanni y Aplidium nordmanni* y varias especies de esponjas (p.ej. *S. domuncula*) (Tabla 4). El ajuste lineal reveló que los valores anuales de los índices de diversidad y riqueza específica faunísticas se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 3.5 y 3.9, y 46 y 80 especies/lance, respectivamente (Figuras 26 y 27). La riqueza específica de algas no mostró tendencia alguna a lo largo de la serie (Figura 28), con un máximo de 32 especies/lance en 2007 y valores que oscilaron entre 12 y 26 especies/lance el resto de los años.

En el Levante de la Península Ibérica, en la única muestra en la que se detectó *Peyssonnelia* spp. formando facies, se contabilizaron un total de 49 especies de fauna, mientras que las algas fueron clasificadas en su mayoría sólo hasta el nivel de familia, destacando Peyssonneliacea, Corallinacea, Gigartinacea, y las especies *P. crispa*, *O. volubilis* y *Valonia macrophysa*. Por su biomasa media destacan los peces *Pagellus acarne*, *C. lastoviza* y *Zeus faber*, los crustáceos *P. prideaux, D. arrosor* y *P. armata*, los moluscos *O. vulgaris* y *Eledone cirrhosa*, los equinodermos *Gracilechinus acutus, S. regalis, E. sepositus* y *Astropecten aranciacus*, y ascidias como *Polycarpa mamillaris*, *Microcosmus vulgaris* y *Phallusia mamillata*. La diversidad y riqueza específica faunísticas tuvieron unos valores de 3.6. .

Tabla 4. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Peyssonnelia* spp. de los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Algas	*Phyllophora crispa*	90	2543316
	Lithothamnion valens	90	444935
	Peyssonnelia rosa-marina	80	821171
	Phyllophora heredia	80	78060
	Sphaerococcus coronopifolius	80	75668
	Cryptonemia tuniformis	80	67213
	Osmundaria volubilis	70	1454382
	Codium bursa	70	1086821
	Palmophyllum crassum	70	415906
	Gloiocladia microspora	70	45640
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	269811
	Serranus cabrilla	100	214517
	Mullus surmuletus	100	51397
	Scorpaena notata	100	35774
	Trachinus draco	100	12277
	Arnoglossus thori	100	3807
	Zeus faber	90	61502
	Chelidonichthys lastoviza	90	52104
	Blennius ocellaris	90	1454
	Lophius piscatorius	80	128093
	Scorpaena scrofa	80	90291
	Pagellus erythrinus	80	34807
	Scorpaena porcus	70	7049
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	90	4713

	Pisa armata	90	1965
	Inachus thoracicus	80	1625
Moluscos	*Octopus vulgaris*	100	520122
	Sepia elegans	100	776
	Loligo vulgaris	80	24972
	Nudibranchia	70	1380
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	100	21589
	Sphaerechinus granularis	80	170733
	Hacelia attenuata	80	19013
	Stichopus regalis	70	46016
	Luidia ciliaris	70	3949
Otros invertebrados	Porifera	100	1193823
	Ascidia mentula	90	55129
	Suberites domuncula	90	33271
	Synoicum blochmanni	80	6018
	Aplidium nordmanni	70	76163
	Microcosmus vulgaris	70	19332

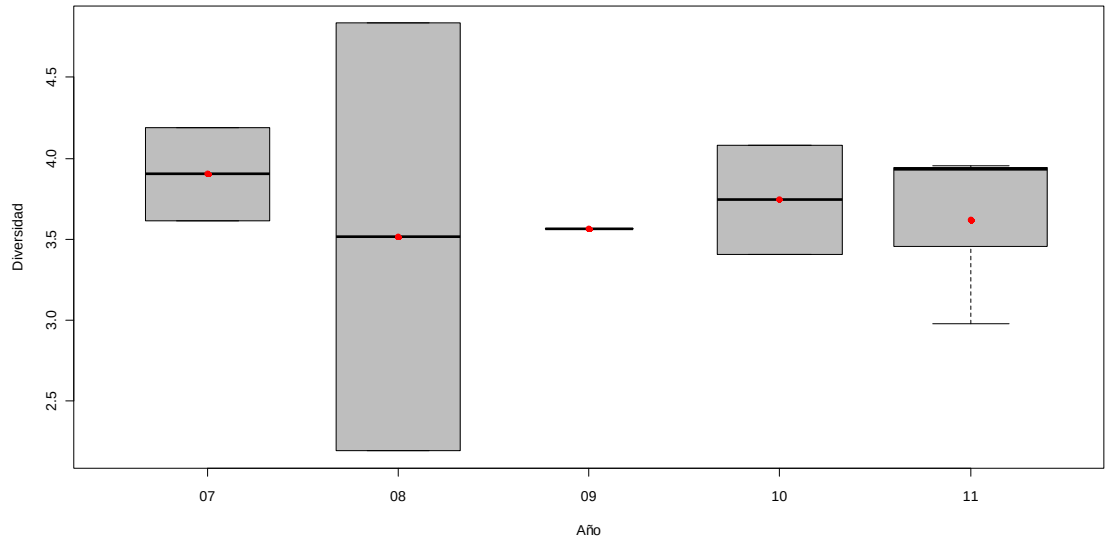


Figura 26. Diversidad anual del hábitat *Peyssonnelia* spp. en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

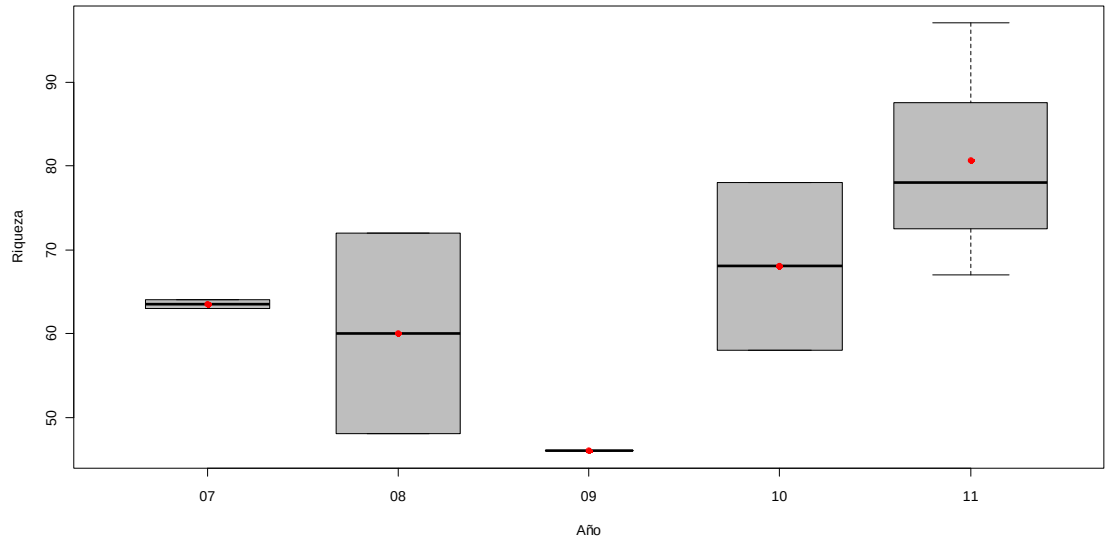


Figura 27. Riqueza específica anual del hábitat *Peyssonnelia* spp en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

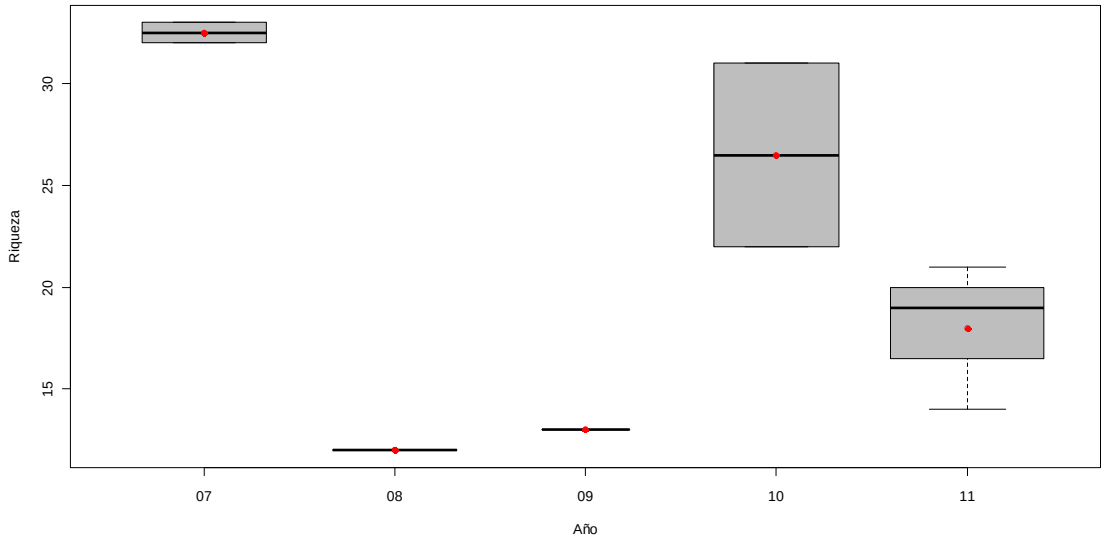


Figura 28. Riqueza específica (algas) anual del hábitat *Peyssonnelia* spp. en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica (algas) no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	Fauna: 3.67	Fauna: 3.90
	Levante Peninsular	Fauna: 3.62 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2006)	Fauna: 3.62
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	Fauna: 63.63 Flora: 20.40	Fauna: 80.67 Flora: 32.50
	Levante Peninsular	Fauna: 69 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2006) Flora: 6 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2006)	Fauna: 69 Flora: 6

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *Peyssonnelia* spp. en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, aunque con grandes oscilaciones entre el mínimo de 1600 kg/km^2 en 2007 y el máximo de 27000 kg/km^2 en 2010 (Figura 29). Respecto al Levante de la Península Ibérica, en la única muestra en que se detectó este tipo de fondo, la biomasa de *Peyssonnelia* spp. fue un orden de magnitud menor que el mínimo registrado en las Islas Baleares (176 kg/km^2).

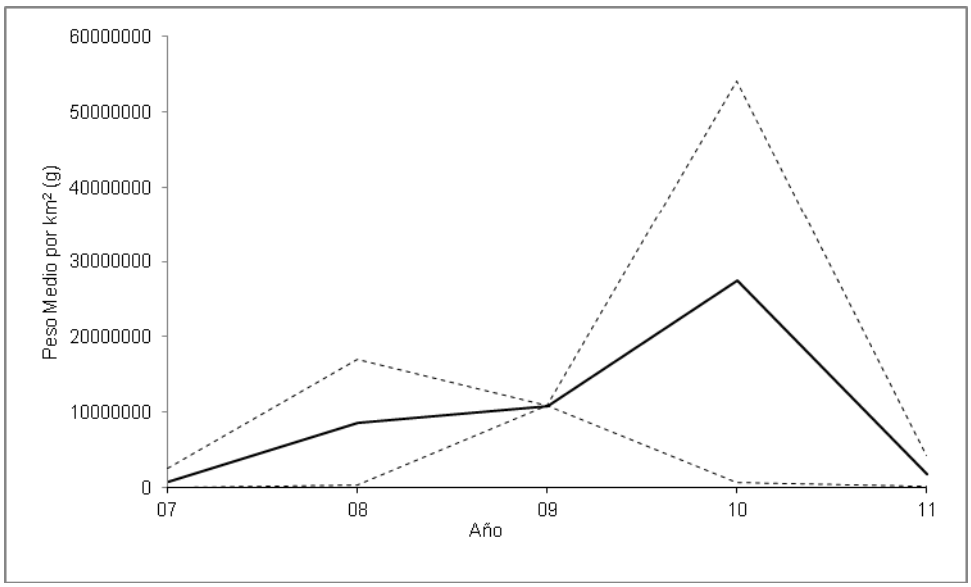


Figura 29. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Peyssonnelia* spp. en en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	9872155	27397494
	Levante Peninsular	176283 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2006)	176283

Citas bibliográficas

Adey W.H., McKibbin D.L. 1970. Studies on the maërl species *Phymatolithon calcareum* (Pallas) nov. comb. and *Lithothamnium corallioides* (Crouan) in the Ria de Vigo. *Botanica Marina* 13: 100-106.

Ballesteros E. 1989. Composición y estructura de los fondos de maërl de Tossa de Mar (Girona, España). *Collectanea Botanica* 17: 161–182.

Ballesteros E. 1994. The deep-water *Peyssonnelia* beds from the Balearic Islands (western Mediterranean). *P.S.Z.N.I. Marine Ecology* 15: 233-253.

Barberà C., Bordehore C., Borg J.A., Glémarec M., Grall J., Hall-Spencer J.M., De la Huz C.H., Lanfranco E., Lastra M., Moore P.G., Mora J., Pita M.E., Ramos-Esplá A., Rizzo M., Sánchez-Mata A., Seva A., Schembri P.J., Valle C. 2003. Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maërl beds. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 13: S65-S76.

Barberà C., Moranta J., Ordines F., Ramón M., De Mesa A., Díaz-Valdés M., Grau A.M., Massutí E. 2012. Biodiversity and habitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): implications for conservation. *Biodiversity Conservation*. DOI 10.1007/s10531-011-0210-1

Basso D. 1998. Deep rhodolith distribution in the Pontian Islands, Italy: a model for the paleoecology of a temperate sea. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 137: 173–187.

Blake C., Maggs C. 2003. Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallinales, Rhodophyta) from northern Europe. *Phycologia* 42 (6): 606-612.

Bordehore C., Ramos-Esplá A.A., Riosmena-Rodríguez R. 2003. Comparative study of two maerl beds with different otter trawling history, southeast Iberian Peninsula. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 43-54.

Borg J.A., Lanfranco E., Mifsud J.R., Rizzo M., Schembri P.J. 1999. Does fishing have an impact on Maltese maerl grounds? In: BIOMAERL team Final Report (in 2 vols), BIOMAERL project (Co-ordinator: P.G. Moore, University Marine Biological Station Millport, Scotland), EC Contract No. MAS3-CT95-0020, pp 1–541, 542–973 + appendix.

Bosence D.W.J. 1983. The occurrence and ecology of recent rhodoliths: a review. In: Coated Grains, Peryt T.M. (ed.) Springer Verlag: Berlin, 225–242.

Canals M., Ballesteros E. 1997. Production of carbonate particles by phytobenthic communities on the Mallorca-Menorca shelf, northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research* 44: 611–629.

Fazakerley H., Guiry M.D. 1998. The distribution of maërl beds around Ireland and their potential for sustainable extraction: phycology section. Report to the marine Institute Dublin. National University of Ireland, Galway.

Freiwald A., Henrich R. 1994. Reefal coralline algal build-ups within the Arctic Cycle: morphology and sedimentary dynamics under extreme environment seasonality. *Sedimentology* 41: 963–984.

Hinojosa-Arango G., Riosmena-Rodriguez R. 2004. Influence of Rhodolith-Forming Species and Growth-Form on Associated Fauna of Rodolith Beds in the Central-West Gula of California, México. *Marine Ecology* 25(2): 109-127.

Joher S., Ballesteros E., Cebrian E., Sánchez N., Rodríguez-Prieto C. 2010. Algal-dominated seascapes from the continental Shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*.

Marrack E.C., 1999. The relationship between water motion and living rhodolith beds in southwestern Gulf of California, Mexico. *Palaios* 14: 159–171.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Ordines F., Jordà G., Quetglas A., Flexas M., Moranta J., Massutí E. 2011. Connections between hydrodynamics, benthic landscape and associated fauna in the Balearic Islands, western Mediterranean. *Continental Shelf Research* 31: 1835–1844.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Pérès J.M. 1985. History of the Mediterranean Biota and the Colonization of the Depths. In Western Mediterranean, Margalef R. (ed.). Pergamon Press: London, 198–232.

Sciberras M., Rizzo M., Mifsud J.R., Camilleri K., Borg J.A., Lanfranco E., Schembri P.J. 2009. Habitat structure and biological characteristics of a maërl bed off the northeastern coast of the Maltese Islands (central Mediterranean). *Marine Biodiversity* 39: 251–264.

Soto J. 1990. Vegetación algal sobre sustrato móvil de la zona circalitoral del Sureste de la Península Ibérica: una aproximación. *Folia Botanica Miscelania* 7: 43–49.

Steller D.L., Riosmena-Rodriguez R., Foster M.S., Roberts C.A. 2003. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: the importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: S5–S20.

Wilson S., Blake C., Berges J.A., Maggs C.A. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120: 279–289.

Fondos de *Spatangus purpureus*

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos detríticos costeros – Fondos detríticos enfangados- detrítico fangoso con *Spatangus purpureus*

DESCRIPCIÓN

El erizo *Spatangus purpureus* es un equinodermo ampliamente distribuido a lo largo del Mediterráneo y el Atlántico, desde el Norte de África hasta el norte de Europa y las Azores, que suele aparecer comúnmente en fondos detríticos o de fango del infralitoral inferior y del circalitoral (Barberà *et al.,* 2011). Es una especie reófila, con lo que su presencia es indicadora de áreas con un cierto hidrodinamismo (Pérès y Picard, 1964).

Al igual que otras especies de espatangoides que excavan el sedimento, a *S. purpureus* se le atribuye un importante papel en los procesos de bioturbación y en los ciclos biogeoquímicos que tienen lugar en los fondos blandos (Lohrer *et al.,* 2004; Barberà *et al.,* 2011). La bioturbación incrementa la permeabilidad del sedimento, así como su contenido en agua y en oxígeno, influyendo en las tasas de remineralización y los flujos de nutrientes (Mirza y Gray, 1981; Widdicombe y Austen, 1999; Lohrer *et al.,* 2004, 2005; Granberg *et al.*, 2005). Es más, las secreciones, la producción de bolos fecales y las excreciones de los erizos espatangoides, juegan un papel importante en la fertilización del sedimento (Herman *et al.,* 1999; Osinga *et al.,* 1997).

Aunque *S. purpureus* haya sido generalmente asociado a sustratos de grava limpia con poca cobertura algal (Holme, 1966; Kanazawa, 1992), en zonas como las Islas Baleares este equinodermo presenta una gran abundancia en lechos de *Peyssonnelia* entre 30 y 100 m de profundidad (Ordines y Massutí, 2009), y en localizaciones con altas concentraciones de rodolitos y algas rodofíceas blandas (Barberà *et al*., 2011). La principal amenaza a la que están expuestos los erizos espatangoides es el impacto producido sobre el fondo por los artes de pesca (Nilsson y Rosenberg, 1994, 2000; Thrush *et al.*, 1998; Jennings *et al.*, 2001).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Infralitoral y circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos blandos detríticos
	Rango de profundidad	0-200 m
	Exposición al oleaje	En zonas con un cierto hidrodinamismo
Rango de distribución geográfica		Mar Mediterráneo y Atlántico

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear los fondos con *S. purpureus* se han detectado tanto en las Islas Baleares como en la costa del Levante de la Península Ibérica. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca fue cercana al límite superficial de los muestreos (≈50 m) durante toda la serie histórica, con mínimos de 51 m en 2009 y 2010; apuntando la posibilidad de que estos fondos se extiendan a zonas más costeras. Las profundidades medias a las que se localiza éste hábitat se encuentran entre 67 y 75 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, en esta franja batimétrica. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 173 m de profundidad en el año 2010 (Figura 1).

En la zona del Levante de la Península Ibérica, estos fondos parecen tener una distribución más superficial y, exceptuando 1994 y 1998, siempre aparecen a profundidades medias entre 20 y 50 m (Figura 2).

Aunque no pueden descartarse otros factores ecológicos que puedan explicar las diferencias batimétricas existentes entre las dos áreas de la demarcación Levantino-Balear, una posible explicación podría ser el mayor grado de desarrollo de la flota de arrastre en la costa del Levante de la Península Ibérica (Quetglas *et al.,* 2012). El impacto de este tipo de pesca, principal amenaza para *S. purpureus* (Nilsson y Rosenberg, 1994, 2000; Thrush *et al.,* 1998; Jennings *et al.*, 2001), podría haber restringido la presencia de estos fondos a profundidades menores de 50 m, donde no está permitido este tipo de pesca. En cualquier caso, los fondos de *S. purpureus* dejan de detectarse a cualquier profundidad a partir de 2001 con lo que otros factores podrían haber actuado junto al efecto de la pesca (Figura 2).

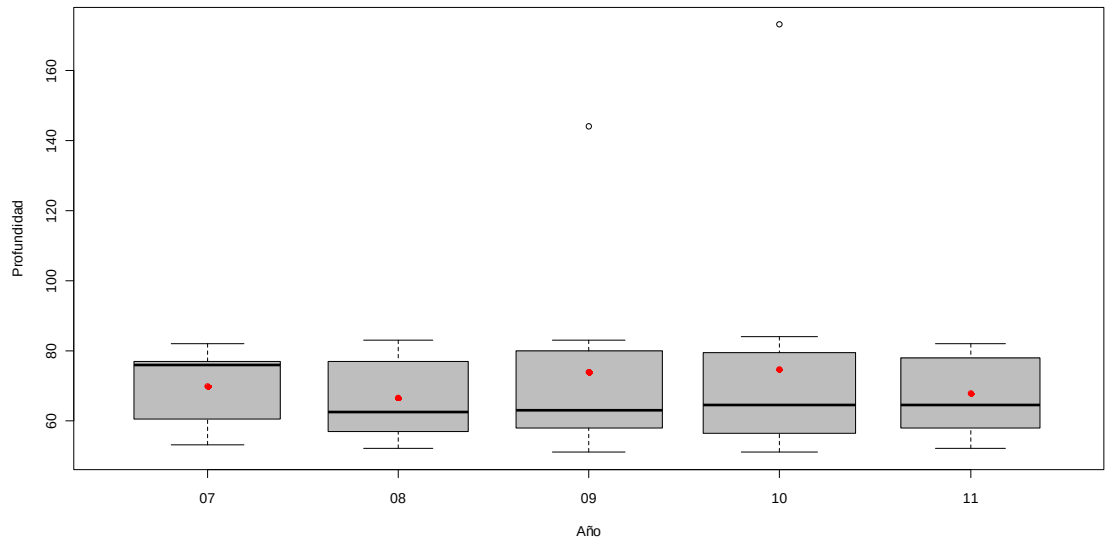


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

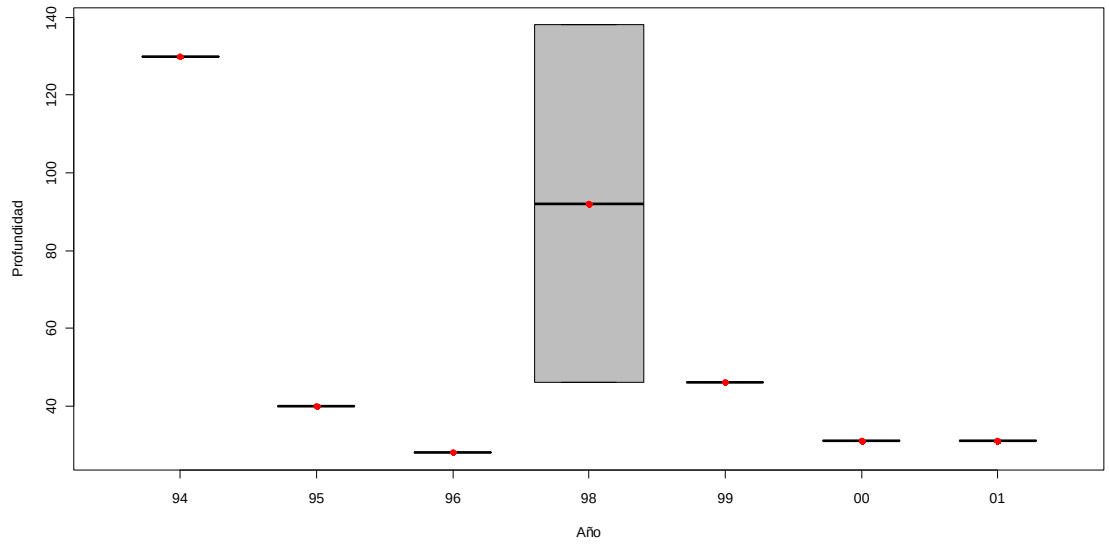


Figura 2. Distribución batimétrica anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer

cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	51-112	51-173
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	28-138

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *S. purpureus* en el Levante de la Península Ibérica se ha detectado alrededor de Cabo de Palos y a lo largo de la costa de Cataluña (Figura 3), aunque, durante los últimos cinco años, en ningún caso llega a ser tan abundante como para superar el umbral pre-definido para considerar que forma facies (90 kg/km^2). En cambio, esta especie está ampliamente distribuida en los fondos circalitorales con sedimentos gruesos de Mallorca y Menorca, dónde forman facies en el 61.9% del total de cuadrículas muestreadas, así como en el 36.4 de los fondos circalitorales de arenas finas y el 14.3% de los fondos circalitorales de fango. No puede descartarse que esta especie también se encuentre formando facies en Ibiza y Formentera, dónde se ha detectado su presencia; aunque hasta el momento, los muestreos más superficiales realizados en esas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen de la plataforma continental y el talud, se sitúan a profundidades mayores que a las que esta especie forma facies en el resto del área. El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición respecto al total de cuadrículas muestreadas en las Islas Baleares se mantiene estable a lo largo de la serie analizada con oscilaciones entre un 20 y 25%. En cambio, en la costa del Levante de la Península Ibérica, se observó una tendencia significativamente descendente pasando del 3.45% en 1998, hasta una presencia nula en los últimos años de la serie histórica (no se detecta desde 2001) (Figuras 4 y 5).

De la distribución que muestran los fondos de *S. purpureus* en las Islas Baleares se podría decir que esta especie prefiere habitar fondos de sedimentos gruesos o arena, que en las islas predominan sobre la plataforma continental hasta los 100 m de profundidad y son de origen biogénico (Ordines y Massutí, 2009). En estos fondos también abundan las comunidades de algas rojas, que constituyen parte de la alimentación de este erizo (Barberà *et al.,* 2011).

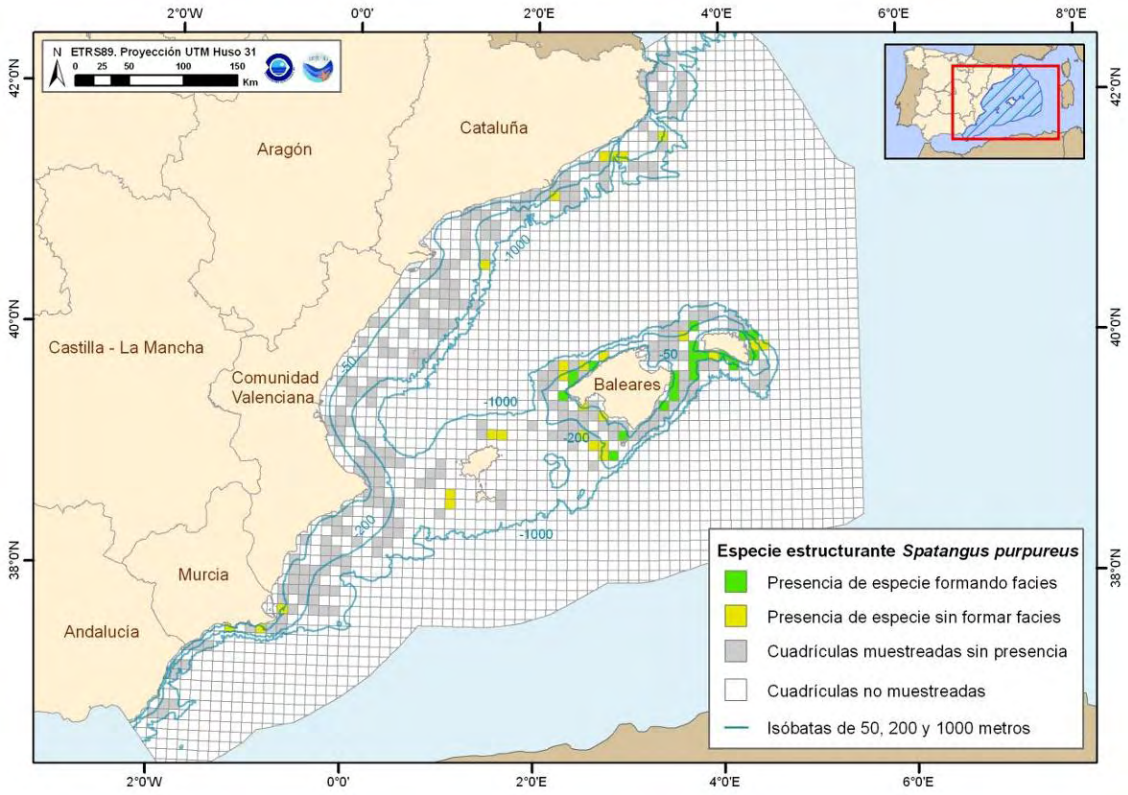


Figura 3. Distribución espacial de *Spatangus purpureus*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

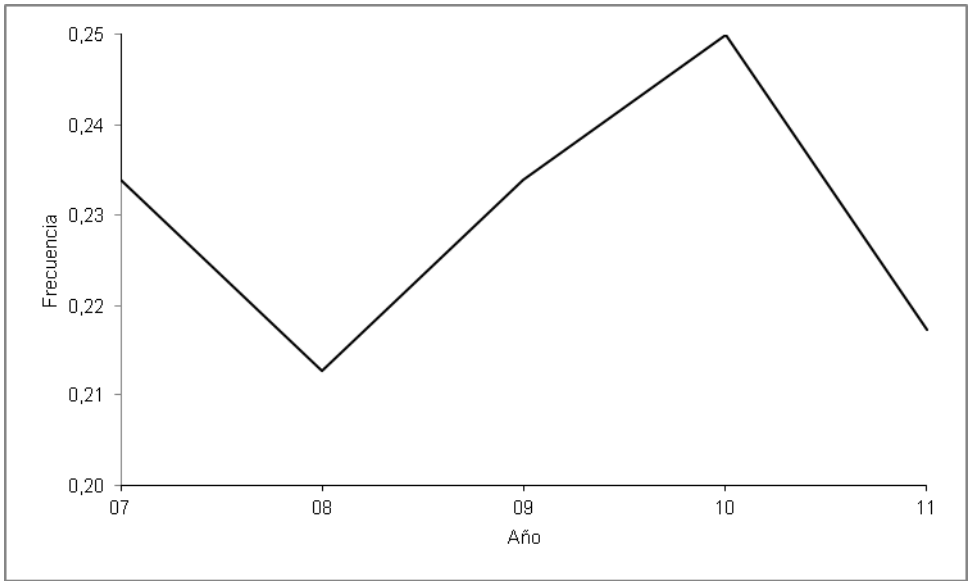


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Spatangus purpureus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

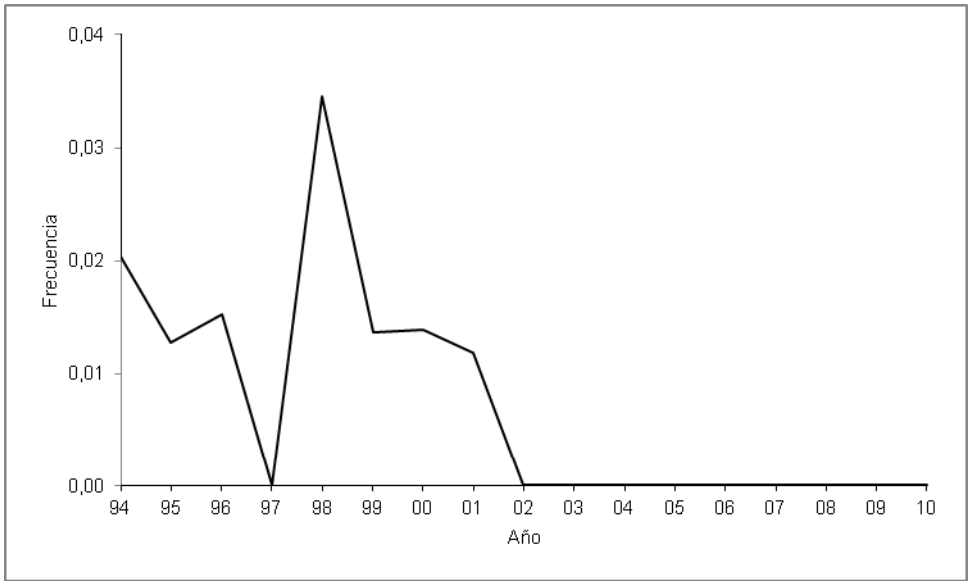


Figura 5. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Spatangus purpureus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente descendente ($p<0.01$; $R^2=0.44$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	22.96	25.00
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	3.45

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos con *S. purpureus* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 374 especies de fauna y 79 de flora. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan otros equinodermos como *Echinaster sepositus*, *Luidia ciliaris* y *Ophiura texturata*, las algas *Phyllophora crispa*, *Osmundaria volubilis* y *Lithothamnion valens*, los peces *Scyliorhinus canicula*, *Trachinus draco*, *Serranus cabrilla*, *Chelidonichthys lastoviza*, *Mullus surmuletus*, *Scorpaena scrofa*, *Zeus faber* y *Trachinus radiatus*, los crustáceos *Dardanus arrossor, Inachus thoracicus* y *Pagurus prideauxi*, los moluscos *Octopus vulgaris*, *Sepia elegans* y *Loligo vulgaris*, la ascidia *Ascidia mentula* y varias especies de esponjas *(p.ej. Suberites domuncula)* (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales de los índices de diversidad y de riqueza específica

faunísticos se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 2.7 y 3.6, y 56 y 72 especies/lance, respectivamente (Figuras 6 y 7).

En el Levante de la Península Ibérica se ha detectado la presencia de un total de 194 especies de fauna. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media, destacan otros equinodermos como *E. sepositus*, los peces *Serranus hepatus*, *Conger conger*, *S. cabrilla, M. surmuletus* y *Pagellus erythrinus,* los crustáceos *D. arrossor*, *Paguristes eremita* y *P. prideauxi* y los moluscos *O. vulgaris* y *Sepia officinalis* (Tabla 2). El ajuste lineal reveló que los valores medios anuales de los índices de diversidad y de riqueza específica faunísticos se mantienen estables a lo largo de la serie aunque con grandes oscilaciones entre 0.3 y 3.8, y 34 y 73 especies/lance, respectivamente (Figuras 8 y 9).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	93	7191
	Luidia ciliaris	70	7804
	Ophiura texturata	70	902
Algas	*Phyllophora crispa*	83	591496
	Osmundaria volubilis	72	615302
	Lithothamnion valens	70	257963
Peces	*Scyliorhinus canicula*	98	266585
	Trachinus draco	98	42218
	Serranus cabrilla	96	122936
	Chelidonichthys lastoviza	93	64933
	Mullus surmuletus	85	236711
	Scorpaena scrofa	78	35254
	Zeus faber	74	24208
	Trachinus radiatus	70	13787
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	89	12510
	Inachus thoracicus	78	1318
	Pagurus prideauxi	76	5941
Moluscos	*Octopus vulgaris*	94	377632
	Sepia elegans	78	1080
	Loligo vulgaris	72	14312
Otros invertebrados	Porifera	98	257484
	Suberites domuncula	87	44568
	Ascidia mentula	85	58159

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS (1994-2010). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Equinodermos	*Echinaster sepositus*	88	5494
Peces	*Serranus hepatus*	100	6752
	Conger conger	88	32156
	Serranus cabrilla	88	22436
	Mullus surmuletus	75	29284
	Pagellus erythrinus	75	14633
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	100	7214
	Paguristes eremita	88	8264
	Pagurus prideaux	75	1941
Moluscos	*Octopus vulgaris*	75	228920
	Sepia officinalis	75	17640

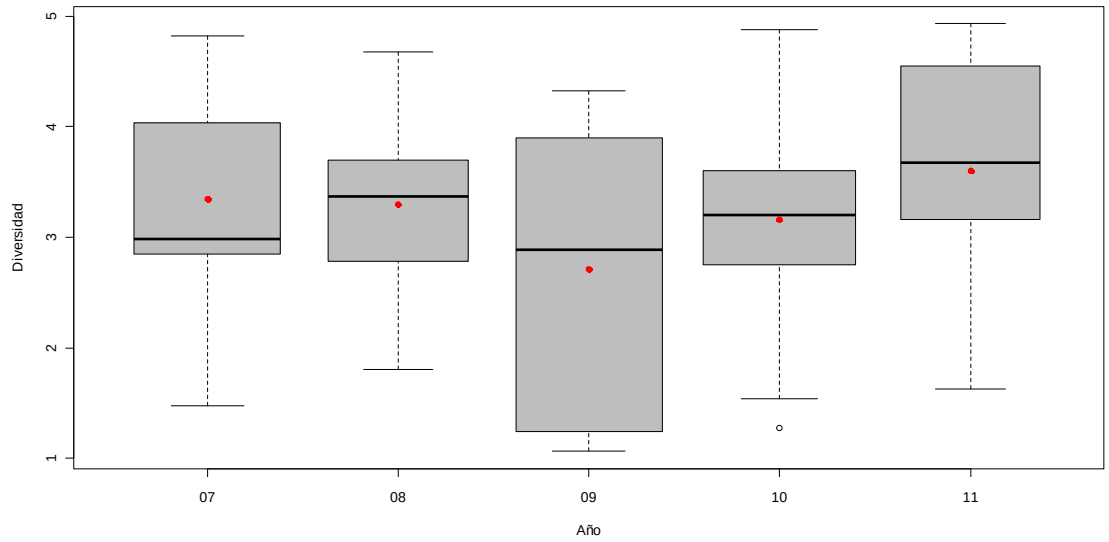


Figura 6. Diversidad anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

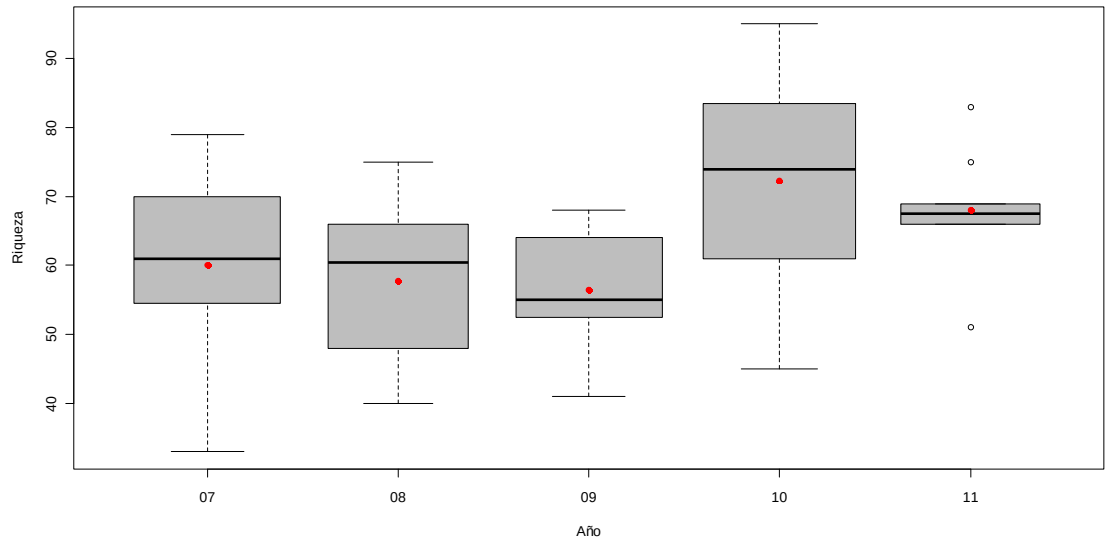


Figura 7. Riqueza específica anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los

límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

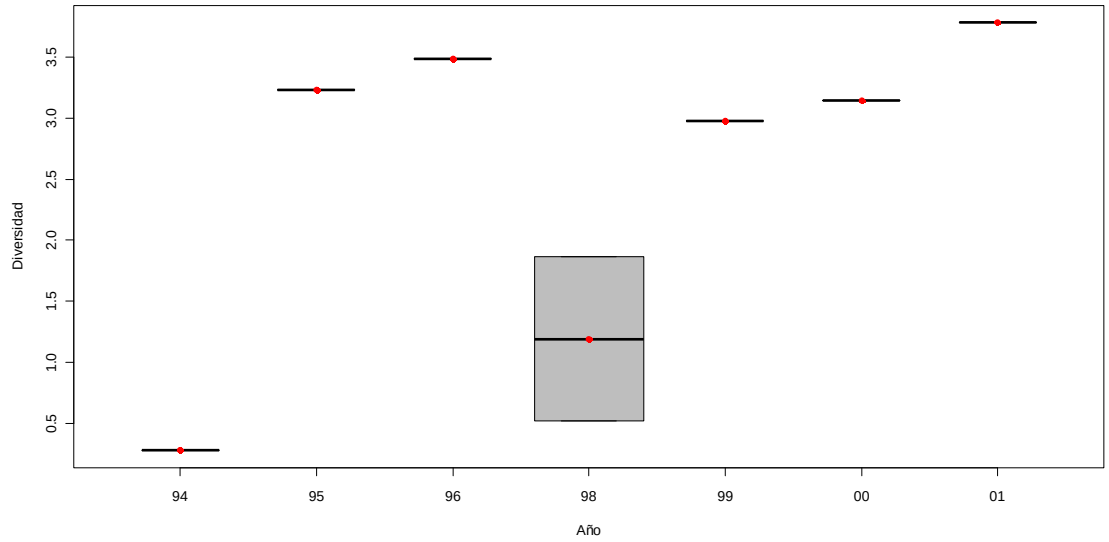


Figura 8. Diversidad anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.1).

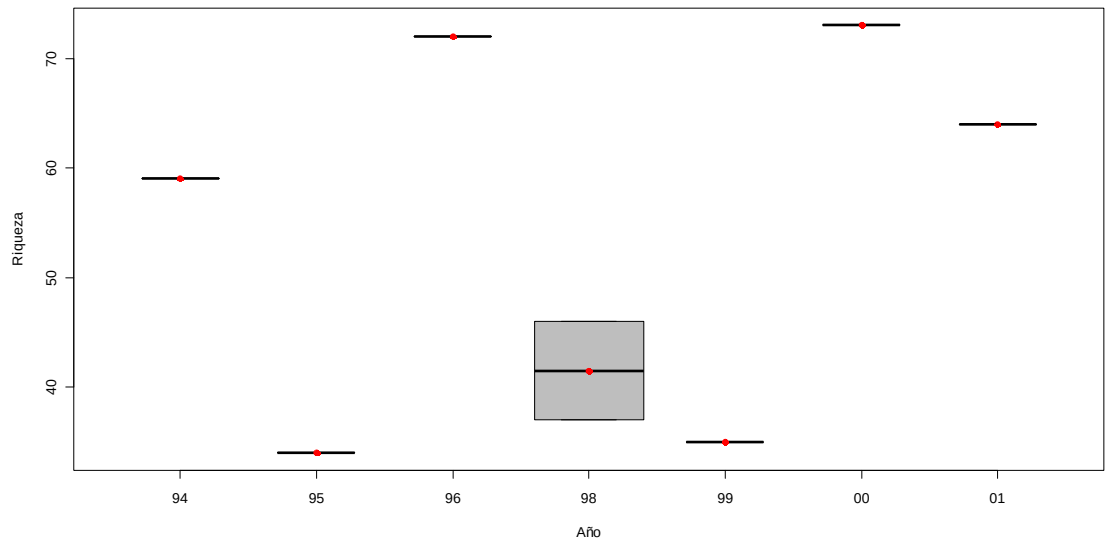


Figura 9. Riqueza específica anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas

MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	3.22	3.61
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	3.78
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	62.90	72.25
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	73.00

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *S. purpureus* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica alrededor de 4000 kg/km^2, con un máximo en 2010 de 5489 kg/km^2 (Figura 10). Respecto al Levante de la Península Ibérica tampoco se detectó ninguna tendencia, con valores por debajo de los 750 kg/km^2 para toda la serie, exceptuando 1998 (1100 kg/km^2) y 2001, el último año en que se detectó este hábitat y en el que se alcanzaron 2500 kg/km^2 (Figura 11).

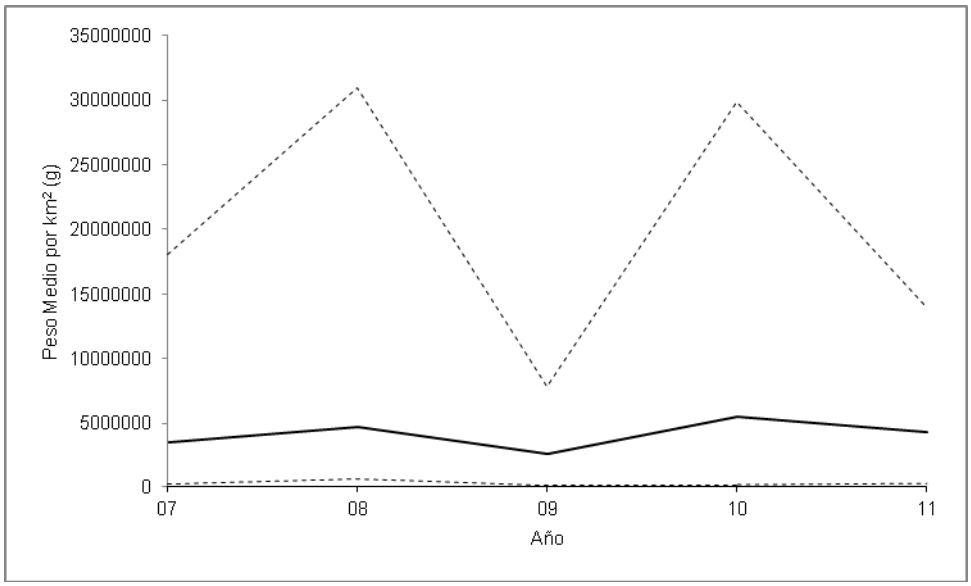


Figura 10. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Spatangus purpureus* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

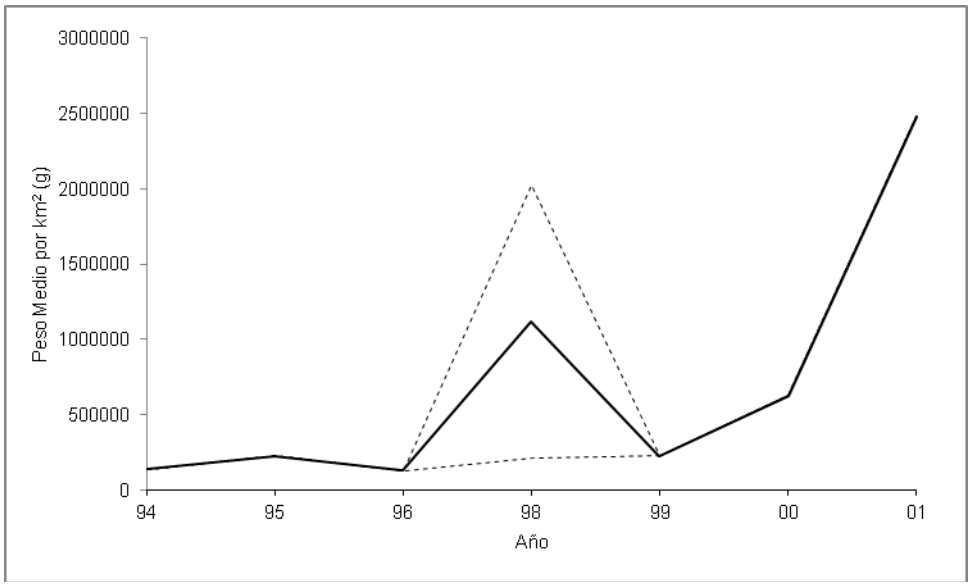


Figura 11. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Spatangus purpureus* en los fondos en los que forma facies del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.05).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	4125666	5489483
	Levante Peninsular	No forma facies de 2006-10	2483778

Citas bibliográficas

Barberà C., Fernández-Jover D., López Jiménez J.A., González Silvera D., Hinz H., Moranta J. 2011. Trophic ecology of the sea urchin *Spatangus purpureus* elucidated from gonad fatty acids composition analysis. *Marine Environmental Research* 71: 235-246.

Granberg M.E., Hansen R., Selck H. 2005. Relative importance of macrofaunal burrows for the microbial mineralization of pyrene in marine sediments: impact of macrofaunal species and organic matter quality. *Marine Ecology Progress Series* 288: 59-74.

Herman P., Middleburg J., Vande-Koppe J., Heip C. 1999. Ecology of estuarine benthos. *Advances in Ecological Research* 29: 165-231.

Holme N.A. 1966. The bottom fauna of the English Channel. *Part II. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 46 (2): 401-493.

Jennings S., Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Warr K.J. 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series* 213: 127-142.

Kanazawa K. 1992. Adaptation of test shape for burrowing and locomotion in spatangoid echinoids. *Paleontology* 35 (4): 733-750.

Lohrer A.M., Thrush S.F., Gibbs M.M. 2004. Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature* 431: 1092-1095.

Lohrer A.M., Thrush S.F., Hunt L., Hancock N., Lundquist C.J. 2005. Rapid reworking of subtidal sediments by burrowing spatangoid urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 321 (2): 155-169.

Mirza F.B., Gray J.S. 1981. The fauna of benthic sediments from the organically enriched Oslofjord, Norway. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 54: 181-207.

Nilsson H.C., Rosenberg R. 1994. Hypoxic response of two marine benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 115: 209-217.

Nilsson H.C., Rosenberg R. 2000. Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analyzed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine Ecology Progress Series* 197: 139-149.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Osinga R., Kop A.J., Malschaert J.F.P., van Duyl F.C. 1997. Effects of the sea urchin *Echinocardium cordatum* on bacterial production and carbon flow in experimental benthic systems under increasing organic loading. *Journal of Sea Research* 37: 109-121.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Mediterranee. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 47 (31): 3-137.

Quetglas A., Guijarro B., Ordines F., Massutí E. 2012. Stock boundaries for fisheries assessment and management in the Mediterranean: the Balearic Islands as a case study. *Scientia marina* 76(1): 17-28.

Thrush S.F., Hewitt J.E., Cummings V.J., Dayton P.K., Cryer M., Turner S.J., Funnell G.A., Budd R.G., Milburn C.J., Wilkinson M.R. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat for commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications* 8: 866-897.

Widdicombe S., Austen M.C. 1999. Mesocosm investigation into the effects of bioturbation on the diversity and structure of a subtidal macrobenthic community. *Marine Ecology Progress Series* 189: 181-193.

Fondos de *Stichopus regalis*

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos detríticos batiales – Con dominancia de equinodermos – Con dominancia de *Stichopus regalis*

DESCRIPCIÓN

Stichopus regalis es la única holoturia representante de la família Stichopodidae en el Mediterráneo. Su distribución incluye el Mediterráneo noroccidental, el Atlántico oriental desde el sur de las Islas Canarias hasta el norte de Irlanda y el Atlántico occidental, las Antillas y el Golfo de Méjico(Ramon *et al.*, 2010).

Es un equinodermo característico de biocenosis circalitorales de fangos terrígenos costeros (Pérès y Picard, 1964), aunque se encuentra presente prácticamente en cualquier tipo de fondo detrítico costero con o sin cobertura vegetal (Ordines y Massutí, 2009; Barberà *et al*., 2009). Se trata de una especie de holoturia detritívora que puede llegar a adquirir un gran tamaño y que puede presentar niveles elevados de agregación, llegando a alcanzar biomasas importantes en fondos de plataforma profunda y reborde de plataforma (Ramon *et al*., 2010). Como la mayoría de holoturias comercializadas, *S. regalis* se alimenta de sedimento, del cual necesitan ingerir grandes cantidades para obtener el aporte de energía necesario para vivir. Esto hace que el grado de impacto que tienen en la superficie del sedimento pueda ser sustancial en términos de bioturbación, esponjando el sustrato y manteniéndolo habitable para otras especies (Bakus, 1973; Barnes, 1977; Uthicke y Klump, 1998; Uthicke, 1999, 2001; Roberts *et al.,* 2000; Bruckner *et al*., 2003).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral y batial
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	50-747 m (más frecuente entre los 100 y los 200 m)
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Desde el norte de Irlanda hasta las Islas Canarias, Caribe, noroeste del Mediterráneo

En la demarcación Levantino-Balear, los fondos de *S. regalis* se han detectado en los fondos circalitorales blandos tanto de las Islas Baleares como de la costa del Levante de la Península Ibérica. La profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos en Mallorca y Menorca

fue de 59 m en 2007. Las profundidades medias a las que se localizó este hábitat variaron entre 103 y 136 m, con valores de los percentiles que se sitúan, en general, entre 59 y 172 m. El ajuste lineal mostró que las profundidades medias anuales se mantienen estables. Cabe destacar que en las Islas Baleares estos fondos han sido detectados hasta los 256 m de profundidad en el año 2011 (Figura 1).

En la zona del Levante de la Península Ibérica, la profundidad mínima a la que se han detectado estos fondos fue de 76 m (2007), y la máxima de 188 m (2006). Las profundidades medias se encuentran por lo general entre 78 y 188 m, con valores de los percentiles situados entre 79 y 150 m. El ajuste lineal mostró que las profundidades medias anuales se mantienen estables a lo largo de la serie (Figura 2).

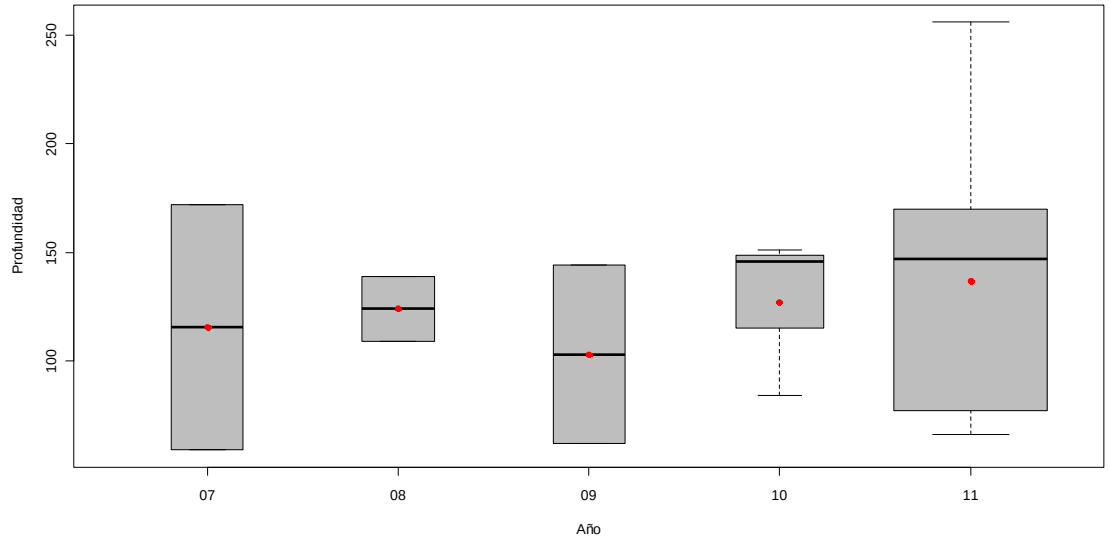


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

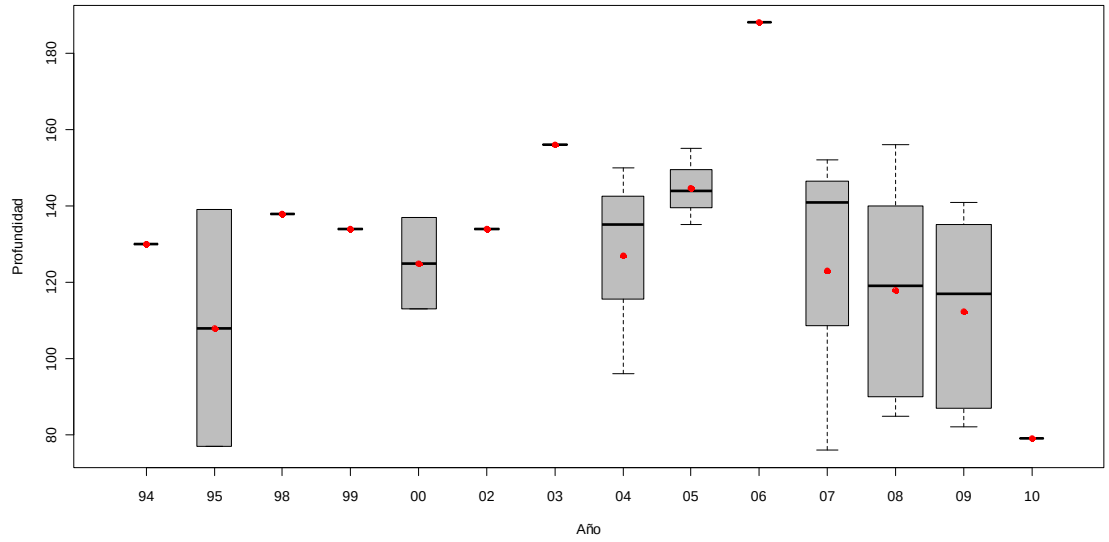


Figura 2. Distribución batimétrica anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	76-172	59-256
	Levante Peninsular	102-143	76-188

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *S. regalis* se encuentra ampliamente distribuida en toda la demarcación Levantino-Balear, llegando a presentar abundancias por encima del umbral pre-determinado (90 kg/km^2) para considerar que la especie forma facies en cuadrículas del Golfo de Vera, Cabo de Palos, la costa alicantina y el delta del Ebro, y en el oeste de Mallorca, Canal de Menorca y norte de Menorca (Figura 3). No puede descartarse que esta especie también se encuentre formando facies en Ibiza y Formentera, dónde se ha detectado su presencia; aunque, hasta el momento, los muestreos más superficiales realizados en esas islas, dónde en las campañas MEDITS se ha prospectado el margen de la plataforma continental y el talud, estarían en el

límite más profundo en el que estos fondos han sido detectados en el resto del área (circalitoral, Pérès y Picard, 1964; 256 m, presente documento).

Existe una clara diferencia en cuanto a la extensión del hábitat de *S. regalis* entre el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares. En la Península Ibérica éstos fondos están presentes en el 11.5% y 8.9% de las cuadrículas sobre fondos circalitorales de fango y arenas finas, respectivamente. En cambio, en las Islas Baleares los fondos de *S. regalis* se presentan en el 28.6, 9.1, 28.6 y 33.3% de las cuadrículas muestreadas sobre fondos circalitorales de sedimentos gruesos, arenas finas, fangos finos y fondos profundos de arena, respectivamente. El ajuste lineal reveló que en las Islas Baleares el porcentaje de aparición respecto al total de las cuadrículas muestreadas se mantiene estable, si bien es cierto que en esta zona se ha pasado de valores en torno a un 5% de aparición durante el período 2007-2010 a un máximo de 19% en el último año de la serie (Figura 4). En cambio, en el Levante de la Península Ibérica, sí que se observó una tendencia significativamente ascendente para esta variable, dónde durante el período 1994-2006 los valores se mantuvieron oscilando entre 0 y 3%, para aumentar progresivamente hasta el 8% entre 2007 y 2009, aunque el porcentaje de aparición respecto al total de cuadrículas muestreadas volvió a caer hasta el 2.5% en 2010 (Figura 5).

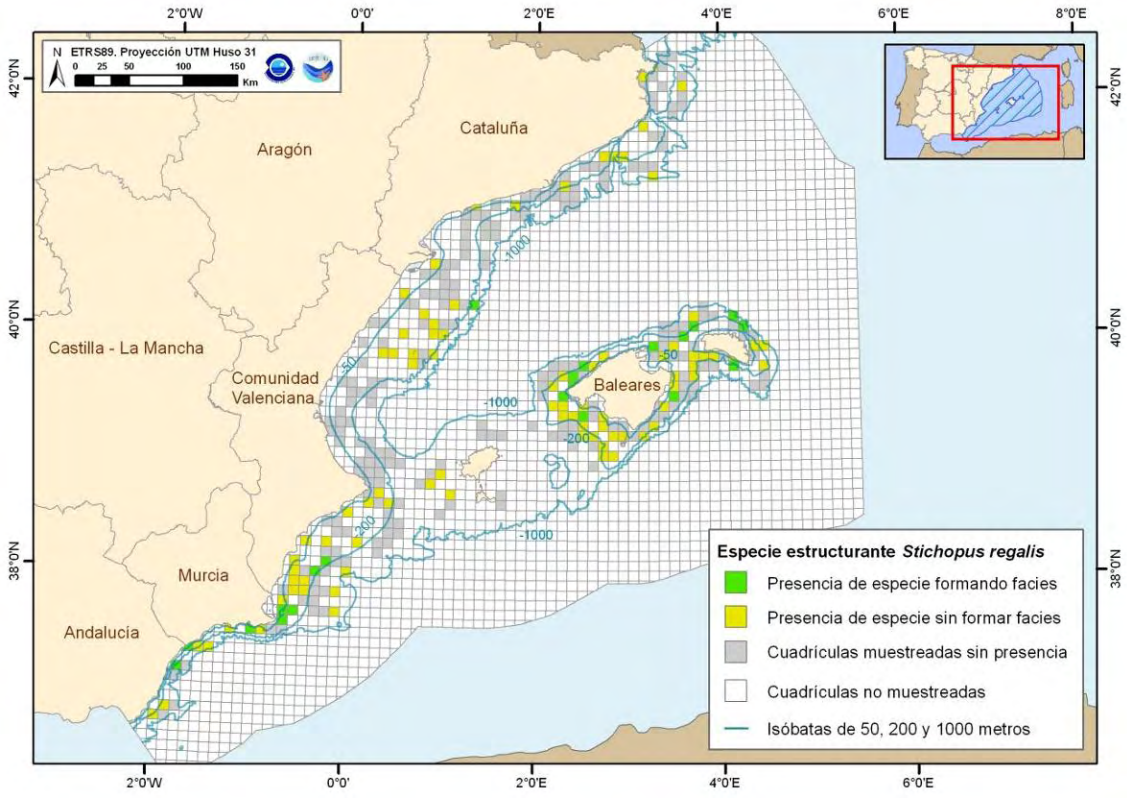


Figura 3. Distribución espacial de *Stichopus regalis*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

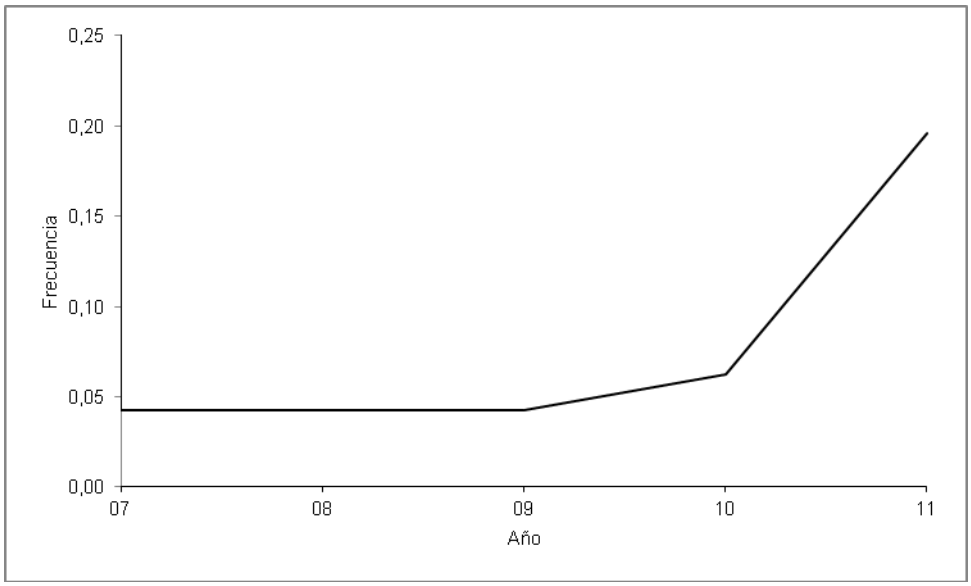


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Stichopus regalis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

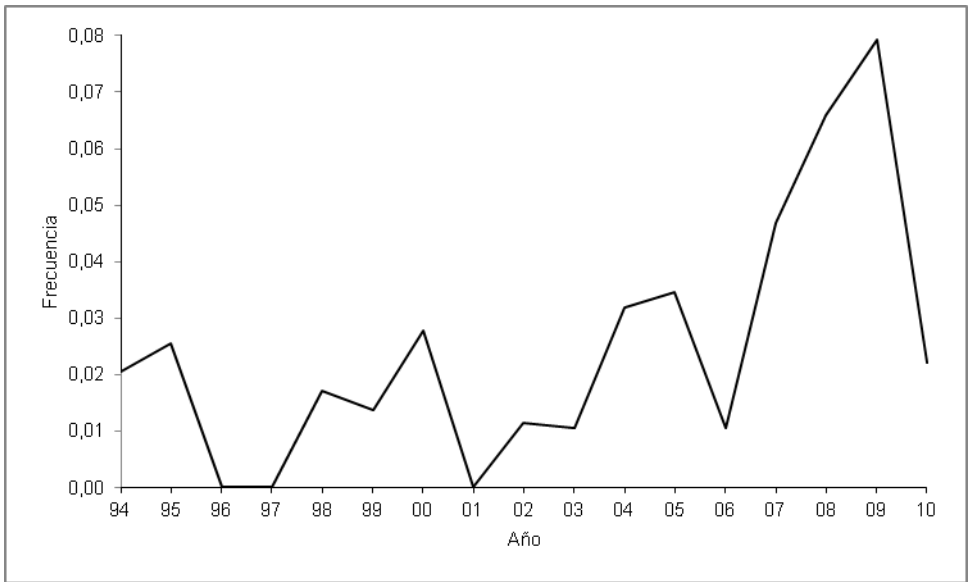


Figura 5. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Stichopus regalis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente ascendente ($p<0.05$; $R^2=0.31$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	7.72	19.57
	Levante Peninsular	4.50	7.94

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En los fondos de *S. regalis* de las Islas Baleares se ha detectado la presencia de un total de 227 especies de fauna y 42 especies de flora. Pocas especies bentónicas, presentan porcentajes de aparición y biomasas elevadas en este hábitat. La presencia de algas, a pesar del número de especies censadas, es esporádica y solo dos de ellas llegan a aparecer en el 27% (*Halopteris filicina* y *Phyllophora crispa*) de las muestras sobre este hábitat, mientras que la gran mayoría aparecen en menos del 12% de las muestras. Entre los crustáceos sólo *Dardanus arrosor* supera el 60%, y de forma similar para los equinodermos sólo *Cidaris cidaris* supera el 60% de aparición. De esta forma, las especies más características de este hábitat son los peces *Scyliorhinus canicula, Raja clavata, Chelidonichthys cuculus, Merluccius merluccius, Mullus surmuletus, Trachurus trachurus, Zeus faber, Trachinus draco* y Serranus hepatus, y los moluscos *Eledone cirrhosa* y *Alloteuthis media* (Tabla 1). El ajuste lineal reveló que los valores anuales de los índices de diversidad y de riqueza específica faunísticas se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando entre 2.1 y 3.9, y 50 y 64 especies/lance, respectivamente (Figuras 6 y 7).

En los fondos de *S. regalis* del Levante de la Península Ibérica se ha detectado la presencia de un total de 245 especies de fauna y ninguna de flora. Al igual que en las Islas Baleares estos fondos se caracterizan por la escasez de especies bentónicas, la gran mayoría de ellas con porcentajes de aparición por debajo del 40%. En el caso de lso equinodermos, este porcentaje tan solo fue superado por *Gracilechinus acutus*, *Tethyaster subinermis* y *Astropecten irregularis* (43% cada uno). Así, este hábitat se caracteriza principalmente por los peces *M. merluccius, apros aper, Mullus barbatus, Lophius budegassa*, S. canicula, *T. trachurus*, *S. hepatus*, *Macroramphosus scolopax*, *Helicolenus dactylopterus*, *M. surmuletus*, *C. cuculus* y *Z. faber*, el crustáceo *D. arrossor* y los moluscos *Sepia orbignyana*, *E. cirrhosa* e *Illex coindetii* (Tabla 2). El ajuste lineal reveló que los valores anuales de los índices de diversidad y de riqueza específica faunísticas se mantienen estables a lo largo de la serie, con valores medios oscilando, generalmente, entre 2 y 4, y 39 y 63 especies/lance, respectivamente (Figuras 8 y 9).

Tabla 1. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Stichopus regalis* de los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS (2007-2011). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Scyliorhinus canicula*	100	136221
	Raja clavata	94	144026
	Chelidonichthys cuculus	94	37556
	Merluccius merluccius	89	51246
	Mullus surmuletus	89	22552
	Trachurus trachurus	83	68090
	Zeus faber	78	25776
	Trachinus draco	72	23024
	Serranus hepatus	72	10553
Moluscos	*Eledone cirrhosa*	94	20094
	Alloteuthis media	83	2095

Tabla 2. Especies más frecuentes, por grupo taxonómico, en el hábitat *Stichopus regalis* de los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS (1994-2010). Se indica su porcentaje de aparición (A), así como biomasa (B) media, para el total de las muestras en las que se ha detectado el hábitat.

Grupo taxonómico	Especie	A (%)	B (g/km^2)
Peces	*Merluccius merluccius*	100	48910
	Capros aper	93	50549
	Mullus barbatus	90	62566
	Lophius budegassa	90	30761
	Scyliorhinus canicula	87	114701
	Trachurus trachurus	83	79376
	Serranus hepatus	83	11172
	Macroramphosus scolopax	80	8541
	Helicolenus dactylopterus	73	23031
	Mullus surmuletus	73	9541
	Chelidonichthys cuculus	70	16138
	Zeus faber	70	4700
Crustáceos	*Dardanus arrosor*	87	981
Moluscos	*Sepia orbignyana*	87	6334
	Eledone cirrhosa	80	36619
	Illex coindetii	73	13699

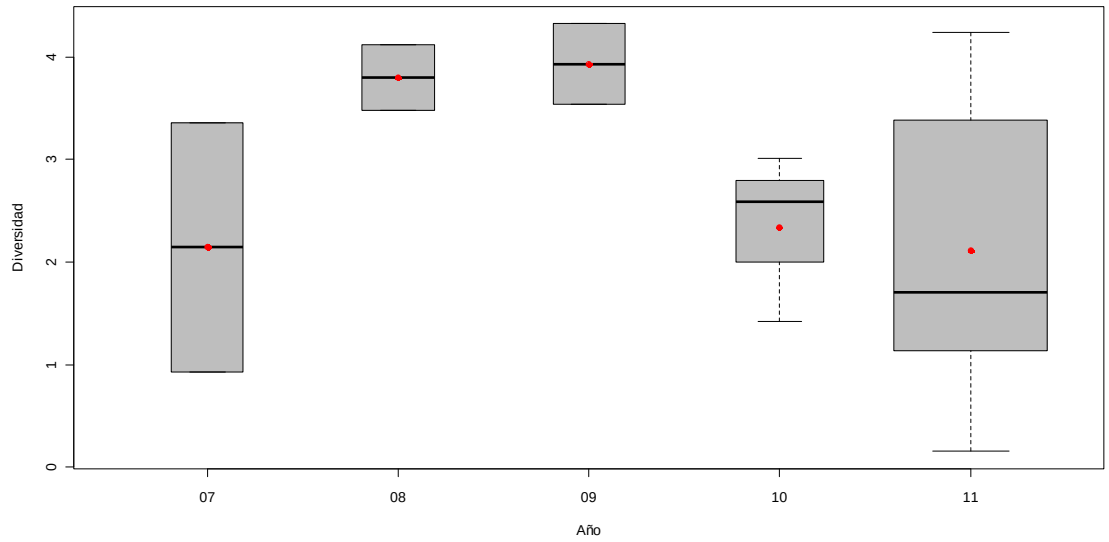


Figura 6. Diversidad anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

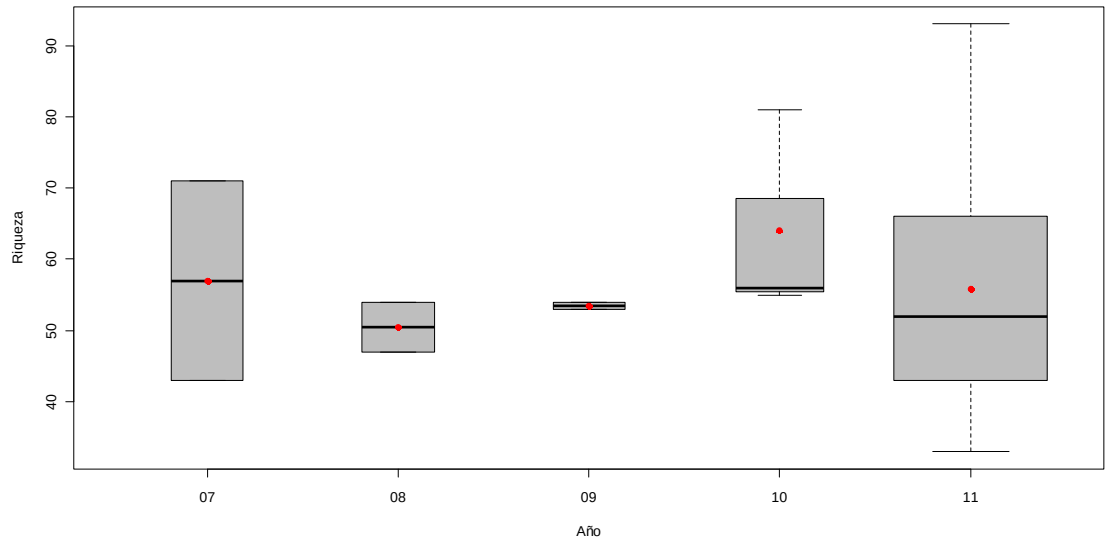


Figura 7. Riqueza específica anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja

representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

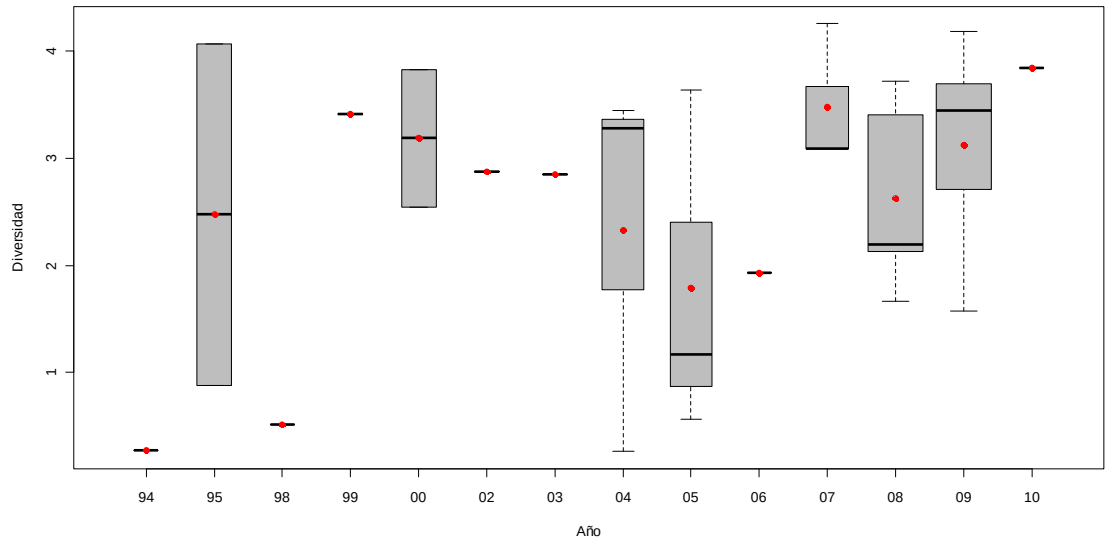


Figura 8. Diversidad anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente (p>0.05).

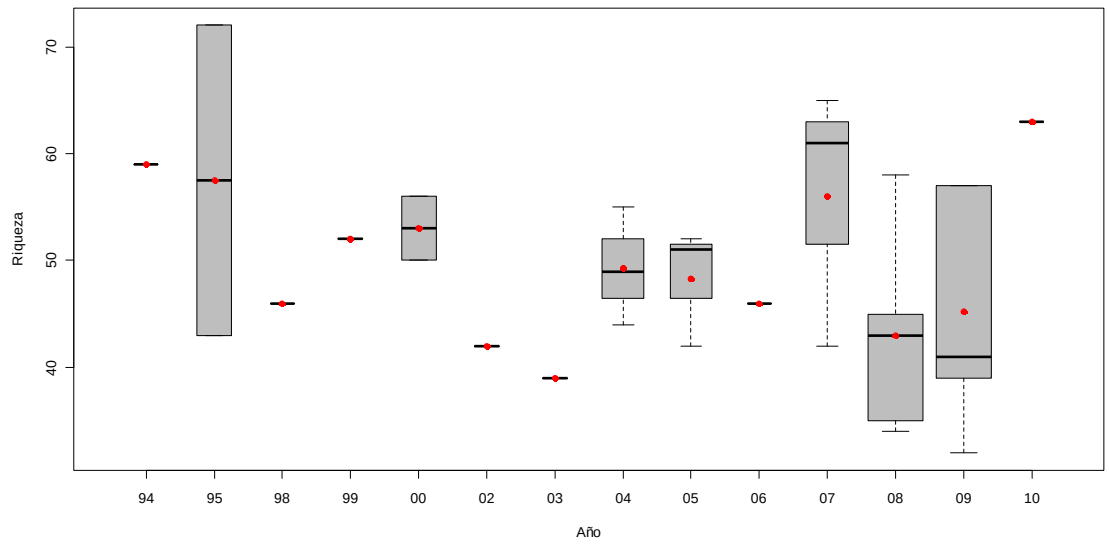


Figura 9. Riqueza específica anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos

muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	2.86	3.93
	Levante Peninsular	3.00	3.84
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	56.16	64.00
	Levante Peninsular	50.64	63.00

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *S. regalis* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares se mantuvieron estables durante la serie histórica, oscilando alrededor de 200 kg/km^2 con un máximo de 349 kg/km^2 en 2008 (Figura 10). Respecto al Levante de la Península Ibérica tampoco se detectó ninguna tendencia, aunque debe destacarse que pueden diferenciarse dos etapas, una que va desde 1994 a 2003, con valores entre 100 y 150 kg/km^2; y una segunda etapa en la que se inicia un ascenso en 2004 con valores medios que superan los 150 kg/km^2 entre 2005 y 2010, y un máximo de 312 kg/km^2 en 2006 (Figura 11).

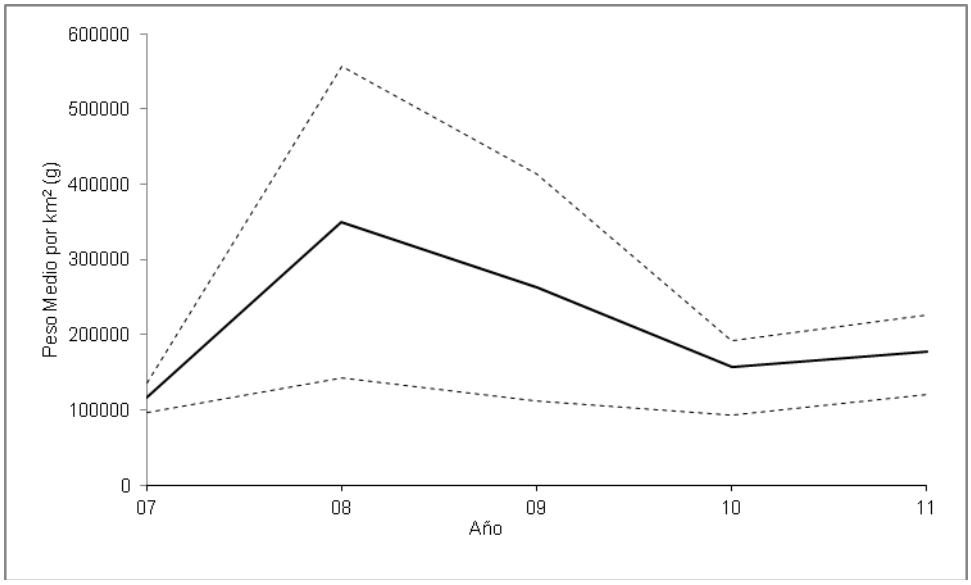


Figura 10. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Stichopus regalis* en los fondos en los que forma facies de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las

líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.5).

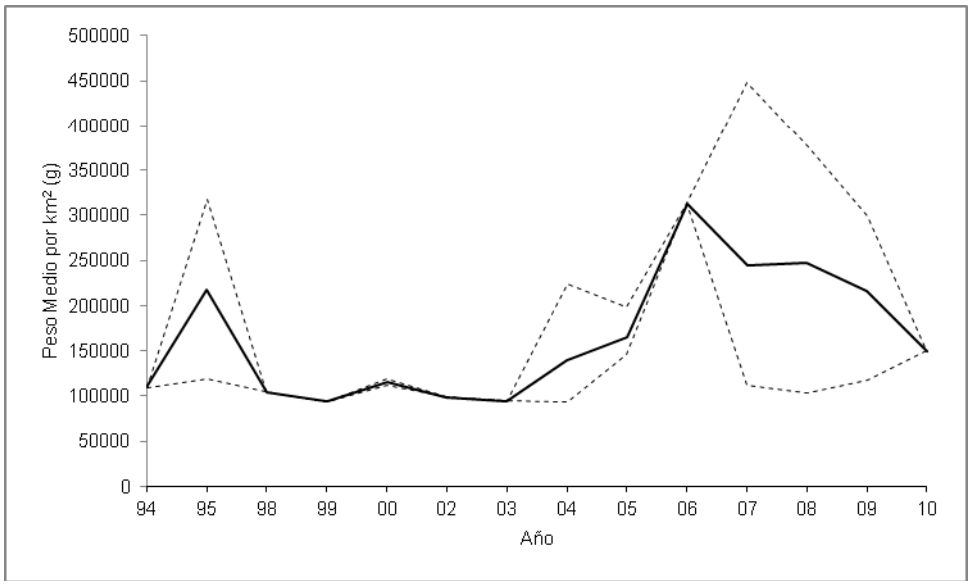


Figura 11. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Stichopus regalis* en los fondos en los que forma facies del Levante de la Península Ibérica, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa (p>0.05).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	201669	349153
	Levante Peninsular	234115	312903

Citas bibliográficas

Bakus J.G. 1973. The biology and ecology of tropical holothurians. In Biology and geology of coral reefs. vol II, Jones O.A., Edean R. (eds.), Academic Press: New York, 326-367.

Barberà C., De Mesa A., Ordines F., Moranta J., Ramón M., López-Jurado J.L., Massutí E. 2009. Informe Proyecto CANAL (Campaña CANAL0209).

Barnes R.D. 1977. Zoología de los Invertebrados. Editorial Interamericana: México, 826 pp.

Bruckner A.W., Johnson K.A., Field J.D., 2003. Conservation strategies for sea cucumbers: can a CITES Appendix II listing promote sustainable international trade? *SPC Beche-de-mer Information Bulletin* 18: 24–33.

Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31: 1–137.

Ramón M., Lleonart J., Massutí E. 2010. Royal cucumber (*Stichopus regalis*) in the northwestern Mediterranean: Distribution pattern and fishery. *Fisheries Research* 105: 21-27.

Roberts D., Gebruk A., Levin V., Manship B.A.D. 2000. Feeding and digestive strategies in deposit-feeding holothurians. *Oceanography and Marine Biology, an Annual Review* 38: 257–310.

Uthicke S., Klump D.W. 1998. Microbenthos community production in sediments of a near shore coral reef: seasonal variation and response to ammonium recycled by holothurians. *Marine Ecology Progress Series* 169: 1–11.

Uthicke S. 1999. Sediment bioturbation and impact of feeding activity of Holothuria (Halodeima) atra and *Stichopus chloronotus*, two sediment feeding holothurians, at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Bulletin of Marine Science* 64: 129–141.

Uthicke S. 2001. Nutrient regeneration by abundant coral reef holothurians. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 265: 153–170.

Fondos con sinascidias

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos sedimentarios infra- y circalitorales - *Fondos detríticos costeros - * Fondos de rodolitos y cascajo con dominancia animal- Con sinascidias

DESCRIPCIÓN

Las ascidias son organismos bentónicos que pertenecen al subfilo de los tunicados. Forman parte del macrobentos sésil y colonizan todo tipo de sustratos, mostrando preferencia por los duros y estables frente a los sedimentos sueltos. Aunque en general representan un papel secundario en las comunidades bentónicas en relación a otros grupos sésiles (esponjas, cnidarios bentónicos, briozoos), las ascidias pueden llegar a ser dominantes en determinados medios selectivos e inestables (sectores batidos, *fouling*, medios contaminados, detrítico fangoso). Es un grupo que presenta una amplia distribución, aunque cada región presenta sus especies características. (Ramos, 1991).

En el mar Mediterráneo las facies de ascidias coloniales o sinascidias se encuentran principalmente en fondos circalitorales detríticos costeros. Normalmente habitan áreas cercanas a fondos infralitorales con praderas densas de fanerógamas o algas. El alto contenido de detritus orgánico y de bacterias que estas aguas presentan, proporciona unas condiciones muy favorables para el desarrollo de estos organismos (filtradores activos) y especialmente de algunas especies de las familias Polycitoridae, Polyclinidae y Didemnidae. Este tipo de comportamiento es el que se ha observado por ejemplo en el Golfo de Sidra (Pérès y Picard, 1956), donde hay considerables corrientes de marea que favorecen este tipo de procesos, así como en la parte sur del canal entre las islas de Paros y Naxos en el Mar Egeo (Pérès y Picard, 1964).

Además del detrítico costero, los fondos de sinascidias también aparecen en biocenosis circalitorales de fangos terrígenos costeros como facies de fangos compactados con dominancia del cnidario *Alcyonum palmatum*, el bivalvo *Pteria hirundo*, algunas ascidias como *Diazona violacea* y la abundancia de *Stichopus regalis*; y en fangos batiales caracterizados por especies euribatas de fondos de fangos finos como *D. violacea*. (Pérès y Picard, 1964)

En los fondos circalitorales de la demarcación Levantino-Balear los fondos de sinascidias se asocian principalmente a fondos de arenas gruesas de profundidades menores a 100 m. En ellos encontramos tres especies que destacan por su abundancia y biomasa: *D. violacea*, *Botryllus schlosseri* y *Polyclinella azemai*.

D. violacea forma colonias masivas que pueden alcanzar gran tamaño y es la única representante del género *Diazona* en aguas europeas (Berril, 1948). *D. violacea* es una especie atlántico-mediterránea de distribución europea que se encuentra en el Ártico, el Atlántico Occidental, Atlántico Oriental, el Estrecho de Gibraltar; y a lo largo de todo el Mediterráneo hasta el mar Negro (Ramos, 1991; Naranjo, 1995). Habita generalmente ambientes circalitorales entre los 30 y 200 m de profundidad, en zonas de fango terrígeno de plataforma, fondos detríticos fangosos y fondos batiales (Millar, 1970; Pérès, 1985). Es característica de aguas templadas de carácter frío, ya que aparece por debajo de los 20 m (termoclina estival) en el Mediterráneo, y Monniot y Monniot (1975) consideran el género una reliquia del periodo glaciar. La distribución en las costas mediterráneas españolas corrobora esta afinidad por las

aguas relativamente frías, ya que raramente se encuentra en fondos superiores a los 50 m (Ramos, 1991).

B. schlosseri es una especie cosmopolita, de aguas templadas, cálidas y frías (Pèrés, 1958), que aparece prácticamente desde la superficie hasta 300 m (Fiala-Médioni 1974, Capocaccia, 1964) de profundidad. Presenta una distribución geográfica muy amplia que comprende el Atlántico (desde la Región Boreal hasta la Sudafricana), sectores localizados del Pacífico (Japón, Hong Kong, Australia y Nueva Zelanda), el Mediterráneo y el Mar Negro (Turón, 1987; Ramos, 1991; Naranjo, 1995). Se trata, además, de una especie euritípica, presente en todo tipo de biocenosis: algas fotófilas y esciáfilas en modo calmo o batido, infralapidícola, coralígeno, detrítico costero, praderas de *Caulerpa* y medios portuarios. Además son epibiontes de gorgónias, tubos de poliquetos, balanos, mejillones y grandes ascidias. También se la ha citado en praderas de *Posidonia*; comunidades de *fouling*; lagunas costeras; fangos arenosos costeros, rocas circalitorales, paredes de grutas, fondos de *Zostera*, fangos terrígenos costeros, invertebrados de aguas contaminadas y cultivos de bivalvos (Ramos, 1991; Naranjo, 1995). En los fondos rocosos litorales forman colonias incrustantes, de pocos milímetros de grosor, mientras que en los fondos blandos de plataforma son masivas, de varios centímetros de grosor y con los zooides dispuestos en la capa superficial.

P. azemai es una especie litoral de pequeño tamaño, que se encuentra entre 9 y 120 m de profundidad (Ramos, 1991). Aparece en biocenosis como praderas de *Posidonia*, detrítico costero y en comunidades de algas esciáfilas de modo calmo (Turón, 1987; Ramos, 1991). Es una especie poco frecuente, endémica del Mediterráneo, con una distribución muy localizada. En la cuenca oriental se ha encontrado en Túnez y Yugoslavia; y en el Mediterráneo occidental se localiza en las costas francesas, y en las españolas de Cataluña y las Islas Baleares. (Turón, 1987; Ramos, 1991).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Mayoría de sustratos
	Rango de profundidad	50-100 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Atlántico, Mediterráneo, Mar Negro

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear, los fondos con sinascidias se han detectado tanto en las Islas Baleares como en la costa del Levante de la Península Ibérica. En el Levante solo se han detectado un año (2001) y en una sola muestra a 71

m de profundidad. En las Islas Baleares la facies de sinascidias sólo se ha detectado en dos muestras: a 63 y 73 m de profundidad.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Mallorca-Menorca	63-73 (Entre 2007-11 sólo forma facies en 2007)	63-73
	Levante Peninsular	71 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2007)	71

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En los fondos circalitorales de las Islas Baleares la presencia de sinascidias se distribuye ampliamente alrededor de Mallorca, el Canal de Menorca y en las cuadrículas muestreadas al sur de Menorca. A pesar de esta distribución, sólo se detectan facies de una de las especies estructurantes (*Diazona violacea)* en dos cuadrículas de la zona noroeste de Mallorca sobre fondos detríticos costeros con sedimentos gruesos (Figuras 1, 2 y 3). Además, sumando la biomasa de las tres especies estructurantes consideradas, tampoco se supera el umbral predeterminado para considerar que las sinascidias forman facies (90 kg/km^2) a excepción de las dos cuadrículas mencionadas. De forma similar, en el Levante de la Península Ibérica, sólo han aparecido facies de *D. violacea* en una cuadrícula en el Cañón de Rosas, sobre fondos circalitorales de arenas finas (Figuras 1, 2 y 3).

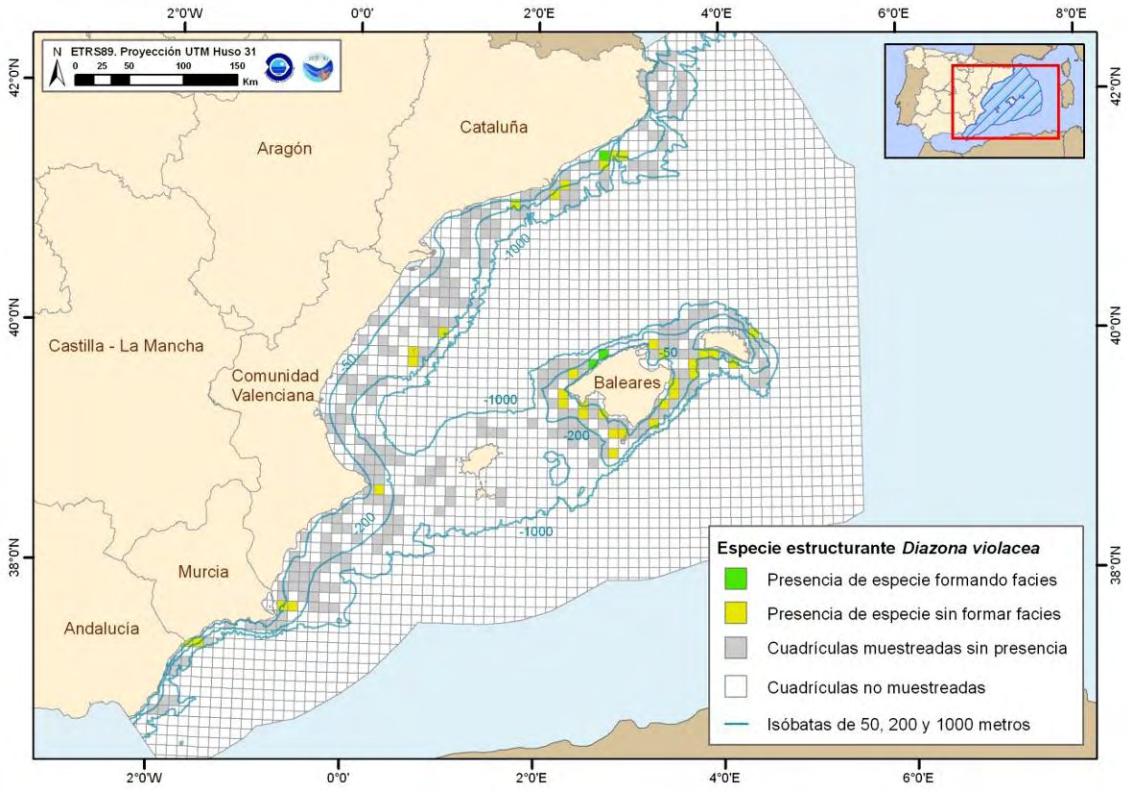


Figura 1. Distribución espacial de *Diazona violacea*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

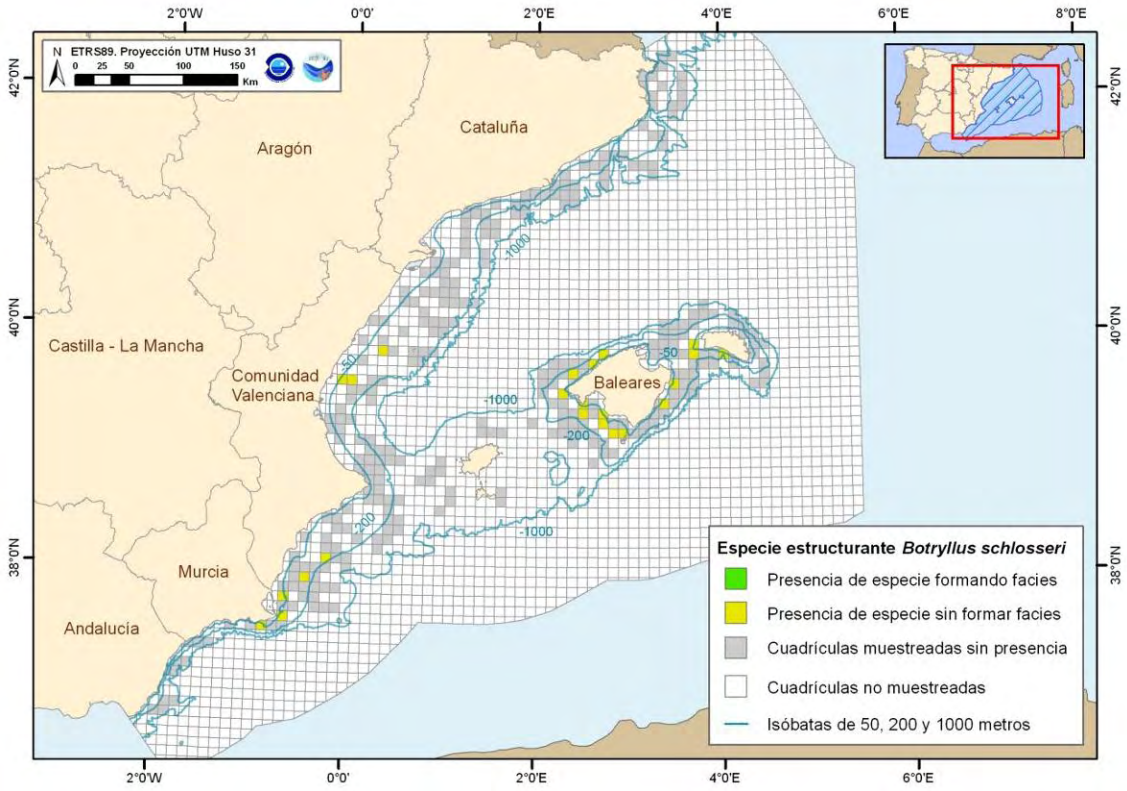


Figura 2. Distribución espacial de *Botryllus schlosseri*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

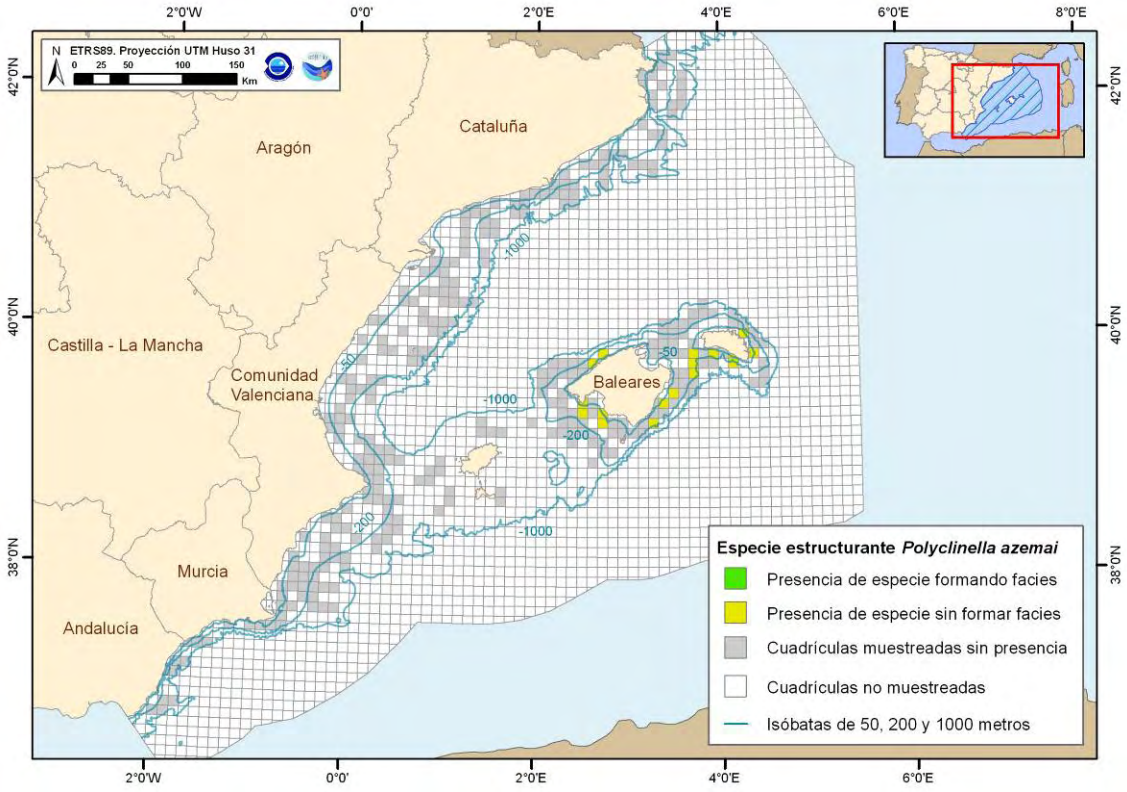


Figura 3. Distribución espacial de *Polyclinella azemai*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 2006-2010; Islas Baleares: 2007-2011) en la demarcación Levantino-Balear.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Mallorca-Menorca	4.26 (Entre 2007-11 sólo forma facies en 2007)	4.26
	Levante Peninsular	1.56 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2007)	1.56

CRITERIO 1.6: CONDICIÓN DEL HÁBITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En las dos muestras en las que se detectaron los fondos de sinascidias de las Islas Baleares se detectó la presencia de un total de 96 especies de fauna y 30 especies de flora. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media destacan las algas *Spongites fruticulosa, Codium bursa* y *Phyllophora crispa*, los peces *Scyliorhinus canicula, Spicara smaris, Chelidonichthys lastoviza, Synodus saurus* y *Raja radula*, los crustáceos *Pagurus prideauxi*, *Dardanus arrosor* e *Inachus thoracicus*, los molúscos *Octopus vulgaris* y *Loligo vulgaris*, los equinodermos *Astropecten aranciacus* y *Stichopus regalis*, y las ascidias *Phallusia mamillata* y *Ascidia mentula*. El índice de diversidad de Shannon y la riqueza faunística tuvieron unos valores medios de 3.7 y 67 especies/lance, respectivamente

En la única muestra en que se detectaron estos fondos en el Levante de la Península Ibérica aparecieron 63 especies de fauna y no aparecieron algas. Por su elevada frecuencia de aparición y biomasa media destacan los peces *Mullus surmuletus*, *Serranus cabrilla*, *Diplodus vulgaris*, *S. smaris*, *Dentex dentex*, *Pagellus acarne* y *Pagellus erythrinus*, los crustáceos *I. thoracicus*, *D. arrosor* y *P. prideauxi*, los moluscos *O. vulgaris* y *Sepia officinalis*, y la ascidia *P. mamillata*. Los valores de diversidad de Shannon y de riqueza faunística son muy parecidos a los correspondientes a las Islas Baleares, con valores de 3.7 y 63 especies, respectivamente.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mallorca-Menorca	3.71	3.71
	Levante Peninsular	3.66	3.66
Riqueza específica	Mallorca-Menorca	67.50	67.50
	Levante Peninsular	63.00	63.00

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El valor medio de biomasa conjunta de las especies de sinascidias en los fondos en los que forman facies de las Islas Baleares fue de 106 kg/km^2 en 2007 (único año de detección del hábitat). Respecto al Levante de la Península Ibérica, en la única muestra en que se detectó este tipo de fondo, la biomasa fue de 178 kg/km^2, también en el año 2007.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	Mallorca-Menorca	106562 (Entre 2007-11 sólo forma facies en 2007)	106562
	Levante Peninsular	178131 (Entre 2006-10 sólo forma facies en 2007)	178131

Citas bibliográficas

Berrill N.J. 1948. The Development, Morphology and Budding of the Ascidian *Diazona*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 27:389-399.

Capocaccia L. 1964. Gli Ascidiacei del Golfo di Genova. Rassegna preliminare. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova* 75: 1-12.

Fiala-Medoni A. 1974. Ascidies du benthos rocheux de Banyuls-Sur-Mer. Inventaire faunistique et notes écologiques. *Vie Milieu* 24 (1B): 193-208.

Millar R.H. 1970. British ascidians. Synopses of the British Fauna, 1. London: Academic Press, 1-92.

Monniot C., Monniot F. 1975. Abyssal tunicates: an ecological paradox. *Ann.Inst.Oceanogr., Paris* 51(1): 99-129.

Naranjo A. 1995. Taxonomía, zoogeografía y ecología de las ascidias del Estrecho de Gibraltar: implicaciones de su ditribución bionómica en la caracterización ambiental de áreas costeras. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

Pérès J.M., Picard J. 1956. Recherches sur les peuplements benthiques du seuil siculo-tunisien. Résultats scientifiques Campagnes "CALIPSO", II. *Ann. Inst. Oceanogr*. 32.

Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Mediterranee. Recueil *des Travaux de la Station Marine d'Endourne* 47 (31), 3-137.

Pérès J.M. 1985. History of the Mediterranean Biota and the colonizations of the depths. In Western Mediterranean, Margalef, R. (ed.). London: Pergamon Press, 198-232.

Ramos A.A. 1991. Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico: Faunística, Ecología y Biogeografía. (Tesis Doctoral). Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Alicante. 405 p.

Turón X. 1987. Estudio de las ascidias de las costas de Cataluña e Islas Baleares. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Lagunas costeras

Descripción

Información mínima que debe aparecer:

- **Descripción de la distribución geográfica y batimétrica de la especie.**
- **Tipo de sustrato en el que suele formar el hábitat**
- **Amenazas (en caso de que sea conocido que se trata de un hábitat sensible o vulnerable a alguna presión concreta)**

Cualquier otra información de la que se disponga y se quiera añadir.

Aspectos generales

Las lagunas costeras se forman por el cerramiento parcial o total de antiguas bahías al formarse una restinga, generalmente arenosa, por la deposición de los sedimentos en zonas donde predomina la dinámica litoral. En aquellos puntos donde las descargas fluviales son de mayor intensidad que la dinámica costera, se forman los Deltas en los que es frecuente encontrar una gran variedad de tipos de humedales, incluidas formaciones de tipo lagunar.

Las lagunas costeras son ecosistemas dinámicos constituidos por masas de agua caracterizadas por presentar profundidades someras, aislamiento parcial de las aguas marinas adyacentes debido a su separación por barreras costeras atravesadas por canales de comunicación o "golas", así como por la existencia en su interior de marcados gradientes hidrológicos y biológicos (UNESCO, 1981). Bajo el término de laguna se agrupan ambientes muy heterogéneos debido tanto a diferencias estructurales: Tamaño (desde unos cientos de metros cuadrados a cientos de hectáreas), grado de aislamiento del mar adyacente, como a diferencias ambientales: grado del aporte de aguas continentales (ríos, surgencias de aguas subterráneas), régimen de lluvias (ríos estacionales, ramblas), régimen de vientos que determinan la entrada o salida de agua de la laguna, tasa de evapotranspiración existente dependiente de la climatología de la zona. La procedencia de los aportes hídricos (continentales y/o marinos) y el balance hidrológico existente será el que determine la salinidad de la laguna (desde casi dulces como la Albufera de Valencia a hipersalinas como es el caso del Mar Menor). Todos estos factores producirán una gran heterogeneidad en los poblamientos animales y vegetales que en ellas se desarrollan, siendo frecuente el encontrar especies endémicas adaptadas a condiciones extremas. Cabe resaltar además el importante papel que las lagunas desempeñan como lugares de descanso de numerosas especies de aves en sus rutas migratorias, así como lugares de desarrollo de numerosas especies de peces, muchas de ellas de interés comercial, al proporcionarles cobijo y alimentación.

Debido al origen geológico de estas formaciones los tipos de substratos que se encuentran son arenosos, fangosos y arenoso-fangoso a menudo se encuentran cubiertos por praderas de fanerógamas y algas. En la mayoría de las lagunas predomina el sustrato fangos debido a los elevados aportes de materia orgánica de diversas procedencias que reciben. En el caso del Mar Menor además hay sustrato rocoso correspondiente a cinco islas volcánicas que hay en su interior, pero en general en la mayoría de las lagunas los sustratos rocosos se reducen a sustratos de origen antrópico (embarcaderos, espigones etc.).

Los humedales que suelen rodear a las lagunas costeras son ecosistemas que actúan como auténticas depuradoras naturales y su mantenimiento y conservación son de suma importancia en las interrelaciones de las mismas con sus cuencas de drenaje (García Pintado *et al*, 2009). Además dichos humedales son lugares de descanso y anidación de numerosas aves migratorias, además de hábitats de importantes endemismos tanto vegetales como animales (*Valencia hispánica*, *Aphanius iberus*). Por todo esto a la hora de realizar la gestión de una laguna costera siempre se deben considerar simultáneamente los humedales adyacentes.

Las lagunas costeras son un tipo de hábitat de interés comunitario que se corresponde con el hábitat 1150 Lagunas costeras de la Directiva Hábitat 92/43/CEE. En este hábitats se agrupan Lagunas costeras y Albuferas, Deltas y llanuras de inundación y salinas. Considerando las características de origen y comportamiento las salinas deberían estar consideradas de forma independiente al resto (Soria y Sahuquillo, 2009). Por otro lado aunque las lagunas se definen en términos geomorfológicos y los estuarios en términos de condiciones hidrográficas y gradientes de salinidad y temperatura, presentan más características en común que diferencias (Yáñez Arancibia, 1977).

La definición de los hábitats de la Directiva Hábitat se ha realizado en base a grandes ecosistemas y con una definición muy baja o difusa. Esto ha provocado un gran solapamiento entre hábitats como ocurre en el caso del hábitat 1150, que se solapa con los hábitats 1140, 1310 y 2190 de la misma Directiva (Templado et al, 2009). Por otro lado la clasificación EUNIS propuestas en la Estrategia Marina para la clasificación de los hábitats del Mediterráneo no es la más adecuada, recomendándose el uso de la propuesta del grupo de expertos sobre hábitats del MARM cuyo catálogo está en la actualidad en preparación (Ballesteros et al., en preparación).

Las lagunas costeras son ecosistemas complejos constituidos por distintos tipos de comunidades clasificadas a su vez como hábitats en los listados manejados. A continuación se relacionan los hábitats que se pueden encontrar en las lagunas costeras y su denominación según las distintas directivas y grupos de trabajo:

Borrador del Listado de hábitats del Mediterráneo español (Ballesteros et al., en preparación)	
2.1.1.4.8.	Fondos Rocosos Infralitorales de modo calmo, bien iluminado con fucales.
2.1.2.4	Fondos Rocosos Infralitorales de modo calmo, escasamente iluminados dominados por invertebardos.
2.4.9.	Arenas Finas Infralitorales bien calibradas.
2.4.10.	Arenas Infralitorales de lugares calmos.
2.5.1.	Praderas de zonas lagunares con *Ruppia* spp. .
2.5.2	Praderas de zonas lagunares con *Zoostera noltii* .

2.5.2	Praderas mixtas de zonas lagunares con *Zoostera noltii* y *Cymodocea nodosa.*
2.5.3.	Praderas de *Cymodocea nodosa* .
2.4.2.	Fondos de guijarros/cascajos de lagunas costeras con *Acetabularia acetabulum.*

CLASIFICACIÓN PLAN DE ACCIÓN DEL MEDITERRÁNEO (PNUMA, 1999)			
SECTION I - MARINE HABITAT TYPES			
III. Infralitoral	III.1 Snady muds, sands, gravels and rocks in euryhaline and Eurythermal environment	III. 1. 1. Euryhaline and eurythermal biocenosis	* III. 1. 1. 1. Association with *Ruppia cirrhosa* and/or *Ruppia maritima*
			* III. 1. 1. 3. Association with *Potamogeton pectinatus*
			* III. 1. 1. 4. Association with *Zostera noltii* in euryhaline and eurythermal environment
			* III. 1. 1. 5. Association with *Zostera marina* in euryhaline and eurythermal environment
	III. 2. Fine sands with more or less mud	III. 2. 3. Biocenosis of superficial muddy sands in sheltered waters	* III. 2. 3. 3. Facies with Loripes lacteus, Tapes spp.
			* III. 2. 3. 5. Association with Zostera noltii on superficial muddy sands in sheltered waters

CLASIFICACIÓN PLAN DE ACCIÓN DEL MEDITERRÁNEO (PNUMA, 1999)			
	III. 6. Hard beds and rocks	III. 6. 1. Biocenosis of infralittoral algae	* III. 6. 1. 25. Association with Cystoseira compressa

Convenio de Barcelona (CB)-PNUMA				
Cod. CB	Biocenosis CB	Equivalencias con EUNIS		
II	Mediolitoral	A1	A2	
II.1	Lodos, lodos arenosos y arenas mediolitorales (de lagunas y estuarios)	A2.2	A2.3	
II.1.1	Biocenosis de arenas fangosas y fangos	A2.2	A2.3	
II.1.1.1	Asociación con halófitas	A2.2	A2.3	A2.5
II.1.2.2	Facies de salinas			
III	Infralitoral	A5		
III.1	Lodos arenosos, arenas, gravas y rocas en ambiente eurihalino y euritermo	A5.52	A5.53	
III.1.1	Biocenosis Eurihalina y Euritérmica	A5.52	A5.53	
III.1.1.1	Asoc con Ruppia spp	A5.5342	A5.5343	
III.1.1.2	Facies con Ficopomatus enigmaticus	A2.73		
III.1.1.3	Asoc con Potamogeton pectinatus	A5.542		
III.1.1.4	Asoc con Zostera noltii en ambiente eurihalino y euritermo	A5.53321		
III.1.1.5	Asoc con Zostera marina en ambiente eurihalino y euritermo	A5.5333		
III.2	Arenas finas con más o menos enfangadas	A5.23	A5.28	A5.53

III.2.1	Biocenosis de arenas finas en aguas muy someras	A5.235		
III.2.2	Biocenosis de arenas finas bien calibradas	A5.236	A5.53	
III.2.2.1	Asoc con Cymodocea nodosa en arenas finas bien calibradas	A5.53131		
III.2.2.2.	Asoc con Halophila stipulacea	A5.5322		
	Facies local con Caulerpa prolifera			
III.2.3	Biocenosis de arenas fangosas someras de modo calmo	A5.28	A5.53	
III.2.3.3	Facies con Loripes lacteus, Tapes sp.	A5.283		
III.2.3.4	Asociación con Cymodocea nodosa en arena fangosas someras de modo calmo	A5.53132		
III.2.3.5	Asociación con Zostera noltii en arenas fangosas someras de modo calmo	A5.53322		
III.2.3.6	Asociación con Caulerpa prolifera en arenas fangosas someras de modo calmo	A5.284		
III.6	Fondos duros y rocosos infralitorales	A3		
III.6.1	Biocenosis de fondos duros y roca infralitoral	A3.1	A3.2	A3.3
III.6.1.25	Asoc con Cystoseira compressa	A3.333		
En esta categoría EUNIS incluye las siguiente biocenosis Mediterránea de roca infralitoral descrita inicialmente en Pérès y Picard 1964 y Boudouresque et al 1980, y que son las siguientes				
	Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de régimen calmo			

CLASIFICACIÓN **EUNIS** (HASTA NIVEL 3)	
A2	Sedimentos litorales.
A2.1	Sedimentos litorales de arena gruesa.

CLASIFICACIÓN **EUNIS** (HASTA NIVEL 3)	
A2.2	Arenas y fangos litorales.
A2.3	Fangos litorales.
A2.4	Sedimentos litorales mixtos.
A2.5	Salinas costeras o cañaverales.
A2.6	Sedimentos litorales dominados por angiospermas acuáticas.
A3	Rocas infralitorales y otro sustrato duro.
A3.3	Fondos rocosos infralitorales de baja energía en el Atlántico y en el Mediterráneo.
A5	Sedimento sublitoral.
A5.1	Sublittoral coarse sediment.
A5.2	Sublittoral sand.
A5.3	Sublittoral mud.
A5.4	Sublittoral mixed sediments.
A5.5	Sublittoral macrophyte-dominated sediment.

Clasificación lista OSPAR de especies y hábitats amenazados y/o en declive HABITATS		
Cymodocea meadows	Intertidal mudflats	Zostera beds

El hábitat 1150 se localiza a nivel global en mares o regiones en las que el rango mareal es reducido y en litorales con dinámica marina baja, ya que la alta exposición al oleaje y a las corrientes puede detener los procesos hidrogeológicos que determinan su formación. Se localizan en todas las costas, representando el 13 % de la línea de costa mundial. En España ocupa 7.085,45 ha de las cuales el 96 % (6.883,57 ha) se encuentran en el Mediterráneo, y a su vez el 83´35 % se encuentra en la demarcación Levantino-Balear (Soria y Sahuquillo, 2009).

Conservación:

Directiva Hábitat: LIC

Directiva Marco del Agua

OSPARM

Humedales RAMSAR: La singularidad de este convenio internacional es que se refiere exclusivamente a un tipo de ecosistema específico, los humedales, y aunque en su origen el objetivo principal se orientaba sólo a la conservación de las especies de aves acuáticas, hoy éste objetivo se ha visto ampliado al reconocerse los importantes valores que albergan y funciones que realizan estos ecosistemas en relación a la conservación global y el uso sostenible de la biodiversidad.

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	**Zona**	Litoral.
	Tipo de sustrato	Suelos cuaternarios procedentes del desbordamiento de los cauces naturales que desembocan en el mar. Los tipos de fondo suelen ser arenosos, arenosos-fangosos, fangosos, Arcillas compactadas, cascajos biogénicos, siendo muy escasos los enclaves rocosos. En aquellas lagunas en las que domina la influencia de los ríos los sedimentos serán fundamentalmente limosos, mientras aquellas en la que domina la influencia marina dominarán los sedimentos arenosos.
	Rango de profundidad	A excepción de las lagunas meromícticas más profundas, las lagunas costeras son sistemas acuáticos someros en los que la profundidad puede ir desde 0´5 m a 7 m.
	Exposición al oleaje	Baja
Rango de distribución geográfica		Se encuentran en todas las costas del mundo representando el 13 % de la línea de costa mundial. En el Mediterráneo alrededor de prácticamente toda la cuenca. Son formaciones características de mares o regiones en las que el rango mareal es reducido debido a que las corrientes de marea impiden el desarrollo completo de estas estructuras. En la demarcación Levantino-Balear se encuentra el 83´35% de

	la superficie ocupada por el hábitat 1150 a nivel nacional.

En la demarcación Levantino-Balear se han identificado 69 hábitats 1150 (lagunas costeras: lagunas, albuferas, salinas y complejos lagunares) distribuidas desde la cuenca hidrográfica de Cataluña hasta el norte de Cabo de Gata, y en la demarcación hidrográfica de Baleares. La comunidad de Baleares es la que tiene un mayor número de lagunas, y la que menos la comunidad de Murcia. En Cataluña se localizan el 27´1 % de las lagunas de la demarcación, de las cuales el 50 % se encuentran en el Delta del Ebro.

Información Disponible

Directiva Hábitat: Listado de las lagunas existentes en España (Ficha 1150 lagunas costeras).

Directiva Marco del Agua: Diferencia las masas de agua en dos grupos: Aguas de transición y Aguas Marinas.

Las aguas de transición incluyen 4. Laguna costera mediterránea con aportes bajos de agua dulce; 5. Laguna costera mediterránea con aportes medios de agua dulce; 6. Laguna costera mediterránea con aportes altos de agua dulce y 7. Salinas

Las Aguas Marinas incluyen de forma específica al Mar Menor. 11 Laguna costera del mar Menor.

INDICADOR: Número de lagunas no desecadas

INDICADOR	**VALOR EVALUACIÓN INICIAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
Número de humedales	El número de lagunas costeras ha ido en disminución en los últimos años.	Número de lagunas costeras actuales.
BEA	Mantenimiento del número de hábitats de lagunas existentes en la actualidad y la recuperación de aquellos que han disminuido considerablemente su extensión debido a la sobreexplotación de los acuíferos circundantes.	
OBJETIVOS:	- Completar el listado del hábitat lagunas aportados por la DH. - Aprobación y puesta en marcha de los planes de gestión de las figuras de protección aprobadas en cada laguna (LICs, ZEPASs, ZEPIM etc.). - Restauración de las lagunas desecadas mediante la regulación de la explotación de los acuíferos que alimentan a la	

	laguna y la restauración de los humedales circundantes.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

El 78´5 % de las lagunas en la demarcación levantino-balear tienen una extensión inferior a 50 ha siendo la mayor del Mediterráneo la laguna del Mar Menor (13583´3 ha) en la Región de Murcia. Según lo recogido en la DH (Soria y Sauquillo, 2009), es en la Comunidad de Valencia en la que las lagunas son de mayor tamaño (lagunas de La Mata, salinas de Santa Pola y Albufera de Valencia) suponiendo el 69´62 % de la superficie ocupada a nivel nacional

Aunque las alusiones a la pérdida de superficie son comunes en la mayoría de las lagunas, la información cuantitativa es muy escasa y está muy dispersa no habiéndose podido tener acceso a dicha información para la elaboración del presente informe.

Información disponible:

La información sobre la extensión de las lagunas procede en su mayoría de la Directiva Marco del Agua. Las referencias a la pérdida de superficie de las lagunas se encuentran dispersas en las páginas webs medioambientales de las diferentes administraciones autonómicas y municipales. La mayoría de los datos son de carácter descriptivo, no habiéndose encontrado datos cuantitativos en el momento de la elaboración del presente documento.

Evaluación del Estado Actual:

Coincide con el criterio de distribución del hábitat.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Área ocupada por el hábitat 1150	Debido al impacto antrópico (desecación o aterramiento) la superficie ocupada por las lagunas y sus vegetaciones ribereñas ha disminuido marcadamente en los últimos años.	La superficie actual de las lagunas y su vegetación ribereña asociada.
BEA	Mantenimiento de la extensión de las lagunas existentes en la actualidad excepto en aquellas en las que se pueda recuperar parcial o totalmente la superficie mediante la gestión adecuada de los acuíferos que las alimentan y de los usos en sus riberas.	

OBJETIVO:	- Medidas para el control y seguimiento de la evolución de la extensión de los humedales. - Regulación de la explotación de los acuíferos que alimentan las lagunas para garantizar un aporte mínimo que permita el mantenimiento de la extensión y las condiciones hidrológicas lagunares, especialmente en aquellas lagunas en las que predomina el aporte de aguas continentales. - Medidas para la recogida de las aguas de escorrentía de los campos circundantes a las lagunas. - Medidas que palien la modificación de las corrientes como consecuencia de obras costeras y que restituyan el balance de aportes de arenas y sedimentos a barras arenosas y playas lagunares. - Eliminación o modificación de las barreras creadas (carretas, caminos) entre lagunas o en la misma laguna. - Reducir o eliminar las regeneraciones de playas dentro de las lagunas. - Prohibir la construcción en el interior de las lagunas de marinas con estructuras fijas que impidan la libre circulación de las aguas. - Prohibir el establecimiento de campos de golf y urbanizaciones sobre los terrenos circundantes en los que encuentran marjales, dunas - Restablecimiento de la vegetación dunar y perilagunar en aquellos lugares en los que se haya deteriorado o desaparecido - Puesta en marcha de los planes de gestión de las figuras de protección aprobadas en cada laguna (LICs, ZEPASs, ZEPIM etc). También ponerlos en las características de los hábitats

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

A continuación se expone la descripción de las características y los poblamientos de tres hábitats 1150 diferentes: como ejemplo de laguna con mayor influencia de aguas marinas que continentales, presentamos las del Mar Menor y como ejemplo de lagunas con mayor influencia de aguas continentales que marinas La Albufera de Valencia y el Delta del Ebro.

EL MAR MENOR

Es la laguna costera más grande del litoral español y una de las más grandes del Mediterráneo. Tiene una superficie de 135 km^2, su profundidad máxima es de 7 metros (media de 4 m) y se encuentra separada del mar Mediterráneo por medio de una barra arenosa sobre base volcánica de 24 km de longitud y una anchura entre 100 y 1500 m, La Manga. Es una laguna casi cerrada que originariamente se comunicaba con el Mediterráneo por medio de tres canales naturales (golas) muy someros y por medio de los pasos que se abrían en la manga varias veces al año cuando ésta se rompía por la fuerza de los temporales. Debido a estas condiciones de

semiaislamiento, a la carencia de aportes permanentes de aguas dulces y a la existencia de una elevada la evapotranspiración, las condiciones de salinidad (60-70 ups) y temperatura eran extremas. Posteriormente con la apertura de dos nuevas golas artificiales (El charco en el siglo XIX y El Estacio en la década de los 70) las condiciones lagunares se han ido suavizando (salinidades 44- 47 ups y temperaturas 8 – 38 ^{o}C en las partes más someras) lo que ha permitido la entrada de nuevas especies aumentando su biodiversidad y provocando la mediterraneización de sus comunidades. En esta época se produjo la entrada de la *Caulerpa preolífera* que desde entonces ocupa la mayoría de la superficie lagunar formando praderas mas o menos densas habiendo contribuido de forma ostensible al cambio de las comunidades biológicas presentes en la laguna hasta entonces. La laguna originariamente oligotrófica pasó a ser hipertrófica a partir los años 80 debido al paso de una agricultura de secano en el campo de Cartagena circundante, a una agricultura intensiva de regadío gracias al trasvase Tajo-Segura. Esto supuso un aumento de la entrada de agua dulce y de nutrientes a la laguna. No obstante el proceso de eutrofización de las aguas lagunares, observados en otras lagunas mediterráneas como consecuencia del aporte excesivo de nutrientes, no han sido tan acusados en el Mar Menor. Se sugiere que las praderas de *C. prolífera* y posteriormente la proliferación de las medusas mediterráneas *Cotylorhiza tubercultata* y *Rhizostoma pulmo*, han actuado como elementos que han absorbido el exceso de nutrientes y las proliferaciones masivas de plancton evitando la eutrofización de las aguas lagunares (CARM 1996, 1997, 1998; EUROGEL, 2006).

La mayoría de los fondos del Mar Menor son blandos y solo un 3 % son de naturaleza rocosa de origen volcánico localizándose en su mayoría en 5 islas interiores (Figura 1).

Sub hábitats presentes en el Mar Menor.

En el Mar menor se han descrito 17 sub hábitats diferentes (Tabla I) caracterizados por comunidades de invertebrados y peces perfectamente definidas y delimitadas (Pérez Ruzafa, 1989; Barcala, 2000; Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. CARM 2004).

TABLA I. Comunidades biológicas presentes en el mar menor clasificadas como hábitats en la dh y su correspondencia con las clasificaciones de otras directivas y convenios (IEO).

Rótulos de fila	EUNIS	CONVENIO BARCELONA	DIRECTIVA HABITAT	CORINE	AREA (m^2)
Algas esciáfilas de roca infralitoral superior en régimen calmo	A3	III.6.1	1170	52300	53163.3668
Algas fotófilas infralitorales en régimen calmo	A3	III.6.1	1170	52300	103960.9778
Arcillas Rojas compactadas	A3	III.6.1	1170	52100	1319.9799
Arenas fangosas superficiales de modo calmo	A4.33	III.2.3	1110	52300	112332751
Arenas finas bien calibradas	A4.23	III.2.2	1110	52300	1342549.324

TABLA I. Comunidades biológicas presentes en el mar menor clasificadas como hábitats en la dh y su correspondencia con las clasificaciones de otras directivas y convenios (IEO).					
Arenas supralitorales	B1.22	I.2.1	1140	33100	21912.9321
Comunidades esciáfilas de los balnearios	F4.5			52100	13517.6143
Céspedes algales en sedimentos combinados someros	A4.41	III.1.1	1110	52100	480434.8488
Cymodocea y Zostera	A4.33	III.2.3	1110	52300	871876.3453
Fangos litorales	A2.3	II.1.1	1140	33120	1225.5326
Fondos blandos muy contaminados	A4.35			12300	323177.618
Guijarros infralitorales	A4.1	III.4.1	1170	33200	10416.6573
Pradera de *Cymodocea nodosa*	A4.51	III.2.2	1110	52300	7876956.73
Pradera de Zostera noltii	A4.53	III.1.1	1110	52100	17529.9464
Praderas de *Ruppia* sp. en sedimentos infralitorales	A4.54	II.41	1110	52100	171264.1951
Praderas de *Ruppia* sp. en sedimentos mediolitorales	A2.73	III.1.1	1140	42300	3973.8858
Praderas mixtas de *Cymodocea nodosa*	A4.33	III.2.3	1110	52300	12212339.12
Total general					135838370.1

Las biocenosis de sustratos rocosos tienen una diversidad de especies baja y una madurez estructural media baja y los sustratos blandos presenta una diversidad baja y una madurez estructural baja, destacando el enfangamiento de sus fondos, la implantación generalizada de una biocenosis de amplia valencia y ecológica y el despalzamiento de biocenosis de mayor valor ecológico (praderas de *C. nodosa*). Todo esto es típico de ambientes altamente inestables como son las lagunas costeras con fuertes presiones de tipo antrópico

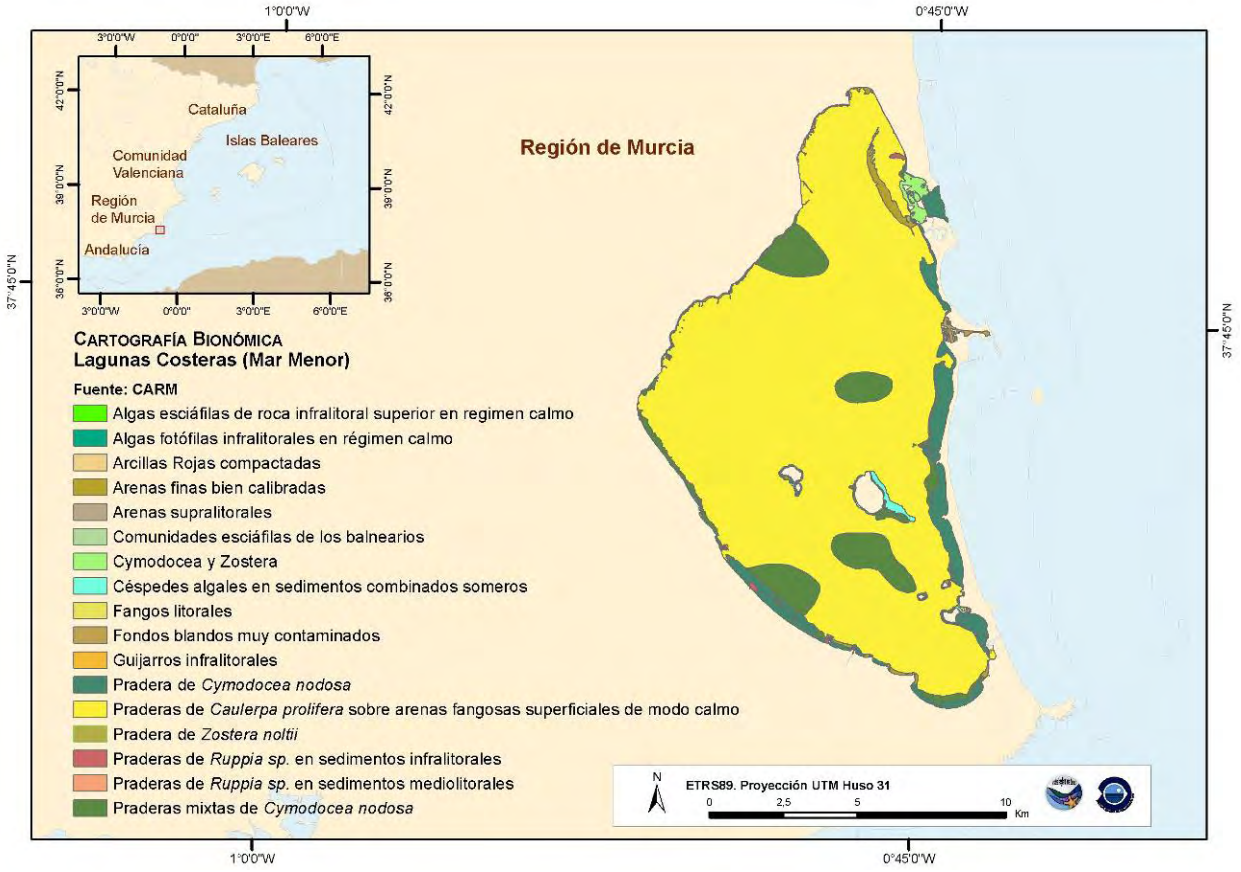


Figura 1. Cartografía Bionómica del Mar Menor (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. CARM, 2004)

Arenas Finas Infralitorales bien calibradas 2.4.9. y Arenas Infralitorales de lugares calmos 2.4.10. Forman un cordón perimetral alrededor de toda la laguna y hasta una profundidad de unos 2 metros, cubriendo un 10% de la superficie lagunar. En esta comunidad dominan los moluscos con 10 especies como *Cerastoderma glaucum*, *Chamaella gallina* y *Murex trunculus* entre otras, y los foraminíferos con 5 especies. Las comunidades de arena casi siempre se encuentran cubiertas por **praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* 2.5.3.** que pueden ser muy extensas y densas. . En esta comunidad se encuentra el anfípodo *Siphonoectes sabatieri* (1300 ind./m^2), 1 especie de tanaidáceo, 4 especies de crustáceos como el *Pennaeus keraturus* y 8 especies de moluscos entre las que dominan los bittium. En las partes más profundas aparecen praderas mixtas de *C. nodosa* y el alga verde *Caulerpa prolífera*. En puntos donde hay aportes de agua dulce o están muy poco expuestos aparecen las fanerógamas ***Zoostera noltii* 2.5.2.** y **Ruppia spp. 2.5.1**.. En esta última comunidad se dán las diversidades mas bajas especialmente en las partes mas confinadas de la laguna (0.1 bits de información/indiv.). En la ribera noroeste de la laguna los fondos arenosos tienen una proporción mayoritaria de **cascajo con *Acetabularia acetabulum* 2.4.2.** con manchas de *C. prolifera* y *C. nodosa*. En esta comunidad además de las especies anteriores hay 1 de tanaidáceos. Este el tipo de fondo es el que mayor diversidad de especies hay. En cuanto a especies de peces y cefalópodos, en este tipo de fondos en los que se da una mayor riqueza específica con 44 especies diferentes de las cuales 42 son de peces, 2 de crustáceos (*Palaemon adspersus* y *Penaeus kerathurus*) y 1 cefalópodo (*Sepia officinalis*).

En aquellas zonas donde las arenas aparecen sin o con poca cobertura vegetal, es frecuente encontrar el apreciado y cotizado langostino del Mar Menor *P. kerathurus*, además de otras especies de peces como el magre (*Litognathus mormyrus*), Lenguado (*Solea solea*), Salpa (*Sarpa salpa*),Góbidos (*Pomatoschistus marmoratus, Gobius niger*), Dorada (Sparus auratus), Mojarra (*Diplodus annularis*), galupe (*Liza aurata*), galúa (*L. saliens*) sargo picudo (*D. puntazo*) y la Gamba (*P. adspersus*)entre otras especies, la mayoría de ellas de interés pesquero. En las zonas donde en fondo predominante es el cascajo las especies dominantes son el chirrete (*Atherina boyeri* y *A. hepsetus*), góbidos (*G. niger, G. cruentaus*), gamba, salmonete de roca (*Mullus surmulletus*).

Fondos Rocosos Infralitorales de modo calmo, bien iluminado con fucales 2.1.1.4.8 (MARM, 2010). Las especies algales que crecen sobre estos substratos son *Cystoseira compressa* acompañada por *Acetabularia acetabulum*, *A. calyculus*, *Cladophora vagabunda, Jania Rubens, Laurencia obtusa, Spiridia filamentosa* y *Ceramium ciliatum*. En este hábitat es donde una mayor diversidad específica podemos encontrar, dominando los poliquetos, moluscos y crustáceos con 12, 11 y 10 especies respectivamente. La especie más abundante es la del tanaidáceo *Leptochelia savignyi* que llega a alcanzar 101700 ind./m^2.

Fondos Rocosos Infralitorales de modo calmo, escasamente iluminados dominados por invertebardos 2.1.2.4. Se encuentran restringidos a los pilares de los balnearios, pero la regeneración de muchas playas está provocando su desaparición y por lo tanto de sus comunidades asociadas. En estos hábitats aparecen 7 especies de esponjas, siendo los poliquetos el grupo mas rico en especies (9) y los picnogónidos los más abundantes alcanzando los 3656 ind./ m^2. Las diversidades son altas con valores máximos bajo los balnearios de 3´39 bits/individuo.

La ictiofauna de los fondos rocosos se caracteriza por especies bentónicas que en su mayoría cierran su ciclo de vida en el interior de la laguna. Este es el caso de los góbidos (*Gobius cobitis, G.paganellus*), blénidos (Salaria pavo, *Parablennius gattorugine*, Lypophris dalmatinus, Aidablennius sphinx etc). También son frecuentes las especies de interés comercial como la lubina (*Dicentrarchus labrax*), la dorada (*Sparus aurata*) sargos (*Diplodus sargo*) etc.

Los fondos rocosos lagunares son los que presentan un mayor índice de diversidad de poliquetos (3´70) y de moluscos (2´63) con respecto a las otras comunidades, produciéndose marcadas variaciones de tipo estacional.

En el resto de la laguna (cubetas norte, central y norte) y a profundidades superiores a los 2 metros predominan los fondos sedimentarios fangosos que suponen el 87 % de la superficie lagunar y que se clasifican como **arenas fangosas superficiales en modo calmo**. Se encuentra cubierta prácticamente en su totalidad por **praderas de *Caulerpa prolífera*** que al atrapar la materia orgánica de producción propia y la de origen externo, convierte el substrato en fango negro anóxico. Por otro lado la producción de metabolitos secundarios tóxicos por parte de esta alga, evita la proliferación de epífitos. En esta comunidad el grupo taxonómico más diverso es el de los poliquetos con 11 especies dominando *Heteromastus filiformis* que alcanza densidades de 2475 ind./m^2. El grupo de los crustáceos está constituido por 8 especies de tanaidáceos, isópodos y decápodos. El grupo de los moluscos agrupa 8 especies. En las praderas de Caulerpa se pueden encontrar 30 especies de mayor o menor interés comercial de las cuales 2 son cefalópodos (*S. officinalis* y *Octopus vulgaris*), 3 de crustáceos (*Carcinus maenas*, *P. adspersus* y *P. kerathurus*) y 34 especies son de peces de las cuales 8 son relevantes en las

capturas pesqueras por su abunadancia y/o biomasa (*L. mormyrus, D. annularis,D. sargus, Anguilla anguilla, S. aurata, S. salpa* y *D. vulgaris*). De todas las especies que se pueden encontrar en las praderas lagunares de caulerpa hay que resaltar la presencia de la anguila *Anguilla anguilla* y del caballito de mar *Hippocampus guttulatus*. Estas dos especies han experimentado en toda su área de distribución en los últimos años una disminución muy marcada se sus poblaciones lo que ha llevado en el caso de la anguila a su inclusión en la lista roja de especies amenazadas de la IUCN como "en peligro crítico". El stock de *Anguilla anguilla*, al igual que otras especies de anguilla a nivel mundial, está experimentando un marcado declive desde antes de los 80 (Moriarty, 1990, 1997; Robinet y Feunteun, 2002; FAO, 2003; Casselman y Cairns, 2009) sin signos de recuperación en la actualidad. El estado alarmante de dicho stock ha sido reconocido y la Comunidad Europea está desarrollando un plan gestión de la especie (Reglamento CE nº 1100/2007 del Consejo, del 18 de septiembre del 2007) destinado su recuperación. En España aparece como Vulnerable.

Aunque muchas especies del género Hippocampus están catalogadas como "Amenazadas" en la lista roja de World Conservation Union's IUCN, *H.guttulatus* se encuentra todavía clasificada como "falta de datos". La Comisión de OSPAR elaboró en 2009 un documento que recopila la información existente sobre esta especie con la finalidad de que sea incluida en Lista de "threatened and/or declining species and hábitats" (OSPAR Agreement 2008-6), pero manifestaron la necesidad de mas datos científicos que ilustren su estado para que al final se consiga este objetivo (OSPAR Commission, 2009).En el caso de otros syngnathidos presentes en el Mar Menor, también se está observando la disminución de sus poblaciones en los últimos años.

Es de destacar la presencia en esta laguna de 3 especies de góbidos (*Millerigobius macrocephalus, Gobius ater y Zebrus zebrus*)y una de la familia *clinidae* (*Clinitrachus argentatus*) que se encuentran en el Mar Menor (Barcala, 2000; Pérez Ruzafa *et al*, 2007) y de los que apenas se tienen citas en el Mediterráneo.

El Mar menor agrupa diversas figuras de protección de carácter internacional (ZEPA, ZEPIM, LIC, Humedal de Importancia Internacional RAMSAR y Espacio Natural Protegido) como regional (Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor), lo que refleja la gran importancia cultural y ecológica de esta laguna (Tabla II).

Tabla II. Figuras de protección del Mar Menor

	DIR_MARCO(2)	CODCHENP(3)	CODIGO_LIC(4)	CODIGO_ZEPA (5)	RAMSAR (6)
MAR MENOR	4,5	300P32	ES6200030		33
ENCAÑIZADAS	5	300P17	ES0000175	ES0000175	33

(2) Código referido a los tipos de zonas protegidas enumeradas en el anexo IV.1. de la Directiva 2000/60/CE.

(3) Código referido a la relación con los espacios naturales protegidos del inventario del plan

hidrológico de la cuenca del Segura.

(4) Código referido a la relación con los LIC DIRECTIVA 92/43/CEE.

(5) Código referido a la relación con las ZEPA, DIRECTIVA 79/409/CEE.

(6) Código referido a los Humedales Ramsar. (MMA).

Fuente: Oficina de Planificación Hidrológica. Confederación Hidrográfica del Segura.

Las presiones principales a las que se ve sometido el Mar Menor son la contaminación (agrícola, urbana, industrial), la modificación de la fisiografía (regeneración de playas, construcción de espigones, construcción de marinas, urbanización).

Estado de referencia: Antes de la apertura del canal del Estacio los fondos eran arenosos sin vegetación o con parches dispersos de *C. nodosa* y *C. prolífera.* Tras la apertura del canal del Estacio la mayor influencia del agua del Mediterráneo propició la extensión de la Caulerpa por toda la laguna, alterando de forma irreversible la naturaleza del fondo y por lo tanto de las comunidades que lo habitaban. Por otro lado la presencia de grandes praderas de esta alga favorece el control de la eutrofización permitiendo la existencia de aguas predominante claras y la ausencia de crisis distróficas. Por lo tanto el nivel de referencia a considerar será la situación actual pero evitando los vertidos de cualquier tipo a la laguna por medio del funcionamiento correcto de las depuradoras de aguas residuales, la construcción de una canal perilagunar que recoja las aguas de escorrentía y la puesta en marcha de planes de desarrollo de una agricultura respetuosa con el medioambiente (ajuste de los abonos, reciclaje de plásticos etc.).

E**L DELTA DEL EBRO**

El Delta del Ebro de naturaleza diferente a otros ecosistemas marinos españoles, se ha creado por los aportes sedimentarios del río Ebro hace 2000 años. La disminución de los aportes provocados por la construcción de los grandes embalses a lo largo de la red, ha desprovisto al río de una parte importante de su capacidad de transporte de sedimentos y limos lo que está generado en la actualidad una regresión del delta. Las condiciones oceanográficas de la zona están fuertemente influenciadas por el río. Presenta salinidades muy variables, elevadas concentraciones de nutrientes provenientes de las aguas dulces, de los cultivos de arroz y de los núcleos urbanos, así como temperaturas del agua muy extremas especialmente en las lagunas de aguas más someras donde se pueden sobrepasar los 30 ^{o}C en verano y estar por debajo de los 10 ^{o}C en invierno. Otro factor a tener en cuenta es la elevada turbidez provocada por los limos que transporta el agua y a la elevada producción fitoplanctónica de sus aguas.

En el Delta podemos encontrar dos hábitats de características totalmente diferentes: Las aguas externas y las lagunas. El primero está constituido por sedimentos (arenas fangosas y finas) y se extienden hasta distancias muy alejadas de la costa. Este hábitat queda encuadrado en los **hábitats de fondos blandos** en E.M. El otro hábitat son las *lagunas* que si se encuadran **en el hábitat 1150 de la D.H.** Las lagunas de delta son zonas muy confinadas, poco profundas y con aguas que provienen de los campos de arroz y de las lagunas de agua dulce del delta. Poseen aguas muy ricas en materia orgánica particulada y fitoplancton, lo que hace que abunden los organismos filtradores. Los fondos son de arena fangosa y fango, encontrándose a menudo cubiertos por praderas de fanerógamas y algas. Según un gradiente de menor a mayor profundidad aparecen poblando los fondos fanerógamas como Potamogeton pectinatus,

Ruppia cirrhosa, Zostera noltii y *Cymodocea nodosa*, esta última formando extensas praderas, además de algas como la *Chaetomorpha crassa, C. linum, Ulvaria oxysper, Caulerpa prolifera* y el alga roja *Alsidium corallium*. Los bivalvos son muy abundantes como los berberechos (*Cerastoderma edule*), las almejas finas (*Venerupis decusata*), las almejas lisas (*Mactra corallina*) y las coquinas de fango (*Scrobicularia plana*) (Fondos del Mediterráneo Español, 2007). Estas lagunas como el resto de lagunas costeras actúan como atrayente de los juveniles de especies de peces de interés comercial como las doradas (*Sparus aurata*), lubinas (*Dicentrarchus labrax*), mújoles (*Liza* spp.) y lenguados (*Solea* spp.) entre otros. También es importante la presencia de la anguila europea (*Anguillas anguilla*) en los canales y lagunas del delta, constituyendo la pesca de sus alevines (angulas) una pesquería altamente rentable, pero que en los últimos años ha experimentado aquí como en otras lagunas del Atlántico y Mediterráneo. En el Canal Vell además aparece *Aphanius iberus* (en peligro de extinción y protegida mediante Ley 12/2006; RD 439/90 y Directiva de Hábitats).

En el sistema fluvial aparecen las siguientes especies de peces autóctonas y protegidas como

Acipenser sturio, Alosa alosa, Alosa fallax, Barbus graellsii, Gasterosteus aculeatus, Petromyzon marinus, Salaria fluviatilis (endémica), y *Syngnathus abaster, Chondrostoma miegii, Cobitis paludica* (endémica).

En los ojales y marjales hay *Gobio gobio* (autóctono en el Ebro), *Cobitis palúdica* (endemismo ibérico, vulnerable en Esp.), *Gasterosteus aculeatus* (protegido en Cat., vulnerable en Esp.), *Valencia hispanica* (endemismo entre el Delta y el norte de Alicante, en peligro en Esp.)

Los poblamientos de invertebrados bentónicos asociados a los distintos tipos de hábitats presentes en el Delta del Ebro han sido ampliamente trabajados por la Universidad Autónoma de Barcelona.

La alta productividad de las aguas del delta del Ebro convierte a esta zona en una zona de alta productividad pesquera.

Figuras de protección

El Delta del Ebro es uno de los humedales más importantes de España y cuenta con numerosas figuras de protección:

Comunidad Europea:

- Lugar de Importancia Comunitaria (LIC ES5140013)
- Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA ES0000020)
- Sitio RAMSAR nº593.

Nacional:

- Área de Importancia para las Aves (IBA Nº 148)
- Parque Natural del Delta del Ebro (Decreto 332/1986, de 23 Oct)
- Espacio Interés Natural Delta del Ebro (Decreto 328/1992, de 23 Dic)

Estado de referencia. En la Actualidad se están regenerando algunas pequeñas lagunas del delta mediante la regeneración de los humedales adyacentes (Menéndez Priteo, Molinet Coll, 2006). El estado de estas lagunas (en realidad bahías semicerradas se podría considerar como el estado de referencia.

LA ALBUFERA DE VALENCIA

La Albufera de Valencia se formó hace 1´8 millones de años por el cierre de un golfo preexistente por medio de una barra arenosa de 30 Km de longitud. Ocupa una amplia zona húmeda situada entre los ríos Ter y Jucar de unos 223 km^2 de extensión. La superficie de la laguna es de unas 2.300 hectáreas y presenta una profundidad máxima de 1m. Se comunica con el mar abierto por medio de tres canales o golas en las que hay unas compuertas con las que se regulan el flujo hídrico manteniendo unas condiciones idóneas para el cultivo del arroz en el interior de la laguna. La temperatura del agua oscila entre 8 ^oC en enero-febrero y 28 ^oC a finales de junio-julio. Es una laguna oligohalina con salinidades comprendidas entre 1 y 2 g/l. La laguna se alimenta principalmente de cerca de un centenar de afluentes (barrancos, ramblas, canales, acequias, "sequiols") que recogen las escorrentías de una cuenca receptora de cerca de 920 Km^2. Además hay un aporte de aguas de los "ullals" o afloramientos de fondo en las partes más profundas del centro del lago, sin olvidar las directas de lluvia. En la actualidad se debería omitir la mención a los ''ullals'', puesto que estos se encuentran en vías de total desaparición al haber mermado considerablemente sus caudales debido principalmente a la apertura de pozos y al estar prácticamente cegados por los sedimentos acumulados sobre ellos.

El Parque Natural de la Albufera fue declarado como tal en 1986. La Albufera tiene una gran importancia ecológica ya que forma parte de la lista de áreas húmedas de importancia internacional y, además de ello, es considerada Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Fue declarado en el 1986 como Parque Natural, y desde el año 1990 está incluido en la Lista de zonas húmedas de importancia internacional para las aves establecida por razón del Convenio de Ramsar de 2 de febrero de 1971. Desde el año 1994 está incluido en las áreas ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves), y desde 1992 es zona LIC (Lugar de Importancia Comunitaria).

En el Parque Natural de l'Albufera (Valencia), la mayoría de las charcas situadas en la barra arenosa que separa el lago de la Albufera del mar Mediterráneo fueron aterradas en los años 60 para proceder a la urbanización de la zona. Este proceso se paralizó en los 70, y desde finales de los 80 hasta la actualidad se han llevado a cabo proyectos de restauración para la conservación de la zona (Antón-Pardo *et al*, 2001).

En el interior de la Albufera y en algunos sectores de sus márgenes se encuentran las matas, que son acumulaciones de vegetación palustre, de gran importancia como lugar de refugio y cría para la fauna, además de constituir un filtro para las aguas que llegan desde los arrozales y actuar como pantalla de protección de este ambiente.

La fauna y la vegetación de la Albufera están gravemente amenazadas por la contaminación existente en las aguas proveniente del cultivo de arroz y de vertidos de industrias cercanas. Se llega al punto de que especies que son exigentes con respecto a la calidad del agua se han visto confinadas a los "ullals", donde el agua es más limpia. Esta contaminación afecta también a las aves, que se alimentan de animales con altas concentraciones de Nitratos, fosfatos y otras sustancias contaminantes.

Los macrófitos eran muy abundantes en la Albufera (16 especies) especialmente en los canales, hasta finales de los años 50. En la actualidad la mayoría de la vegetación ha desaparecido o está en franca regresión. La causa de su desaparición han sido la carga de tóxicos inorgánicos de las aguas residuales de las industrias y la elevada concentración de pesticidas de los cultivos de alrededor (Confederación Hidrográfica del Jucar, 08.803-190/0411).

Una revisión de la composición y evolución del fito y zooplancton lagunar se puede encontrar en Confederación Hidrográfica del Jucar, 08.803-190/0411, así como en numerosos trabajos realizados por la Universidad de Valencia (Oltra y M.R. Miracle, 1984; Miracle et al, 1984; Villena y Romo, 2003; Oltra et al, 2001 entre otros).

La fauna malacológica de la Albufera constituida por 19 especies en 1969 ha sufrido una drástica reducción de su diversidad específica quedando en la actualidad 2 especies de las (Physella acuta y Planorbis planorbis) ambas indicadoras de contaminación en medios acuáticos. Ambas viven sobre plantas acuáticas ya que el fondo anóxico imposibilita la vida de los moluscos. Una revisión sobre composición y evolución se puede encontrar en Confederación Hidrográfica del Jucar 08.803-190/0411.

En cuanto a la fauna ictiológica destaca la presencia del Fartet (*Aphanius (= Cyprinodon) iberus*) y el samaruc (*Valencia hispánica*) que son endemismos mediterráneos, relegados a los "ullals" y a las acequias que aun conservan una calidad de aguas aceptable (Blanco y Romo, 2006). Estas especies están siendo desplazadas por la introducción de la gambusia, *Gambusia affinis holbroockii* (Girand) que con su fecundación interna se ha reproducido rápidamente (Risueño Mata y Mateache Sacristán, 2005).

Otras especies que han experimentado un marcado declive de sus poblaciones en los últimos años *son Anguila anguilla Atherina mochon Atherina hepsetus Blennius flulviatilis* (Asso), *Micropterus salmoides*, siendo sus poblaciones escasísimas.

Acanthopsis (= Cobitis) taenia, En la actualidad se ven raramente algunos ejemplares al extraer el agua de los tancats en el término de Sueca (Tancat del Estells) y en el término de Silla (Tancats del Campot y Paredes).

Cyprinus carpio, Carassius carassius, Carassius auratus, Barbus barbus bocagei, Leuciscus cephalus pyrenaicus, Chondrostoma toxostoma arrigonis. Son especies exclusivamente de agua dulce y en general poco exigentes en lo que se refiere a pureza, temperatura y oxigenación de las aguas.

También hay *Gasterosteus aculeatus* (L.), especie clasificada como vulnerable a nivel español y en la normativa comunitaria.

Además hay otras especies como *Mugil cephalus*, *Liza ramada*, *Liza aurata*, *Liza saliens, Oedalechilus labeo, Dicentrarchus labrax* que son característicos de las lagunas costeras. La gamba (*Palaemonetes zariquieyi*) está experimentando un importante retroceso de sus poblaciones, debido a la incesante degradación de los sistemas acuáticos en los que se localizaban ya que su supervivencia depende enormemente del control y protección de sus hábitats.

Figuras de protección:

Unión Europea

- ZEPA: ES0000023
- LIC: ES0000023

Nacional:

- Parque Natural de l'Albufera, aprobado mediante el Decreto 89/1986.

- Zona Húmeda del Catálogo Valenciano de Zonas Húmedas (aprobado por Decisión del Gobierno Valenciano en septiembre de 2002 en desarrollo de lo dispuesto en la Ley 11/1994, de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Valenciana).

- Microrreservas de flora: Llacuna del Samaruc (02/12/2002), Muntanyeta dels Sants (11/09/2006).

PRESIONES: Aterramiento de partes de la laguna para el cultivo del arroz (Boira, H. 1987) . Contaminación procedente de la industria y la agricultura. Disminución de los aportes hídricos por explotación de los acuíferos por parte de la agricultura y la industria. Regulación de la entrada de aguas marinas mediante la construcción de compuertas y la artificialización de las golas, con la construcción, incluso, de una gola totalmente artificial. Degradación y eliminación de los humedales circundantes por la urbanización de los terrenos, pisoteo, incendios.

Estado de referencia: Estado que presentaba la laguna en los años 50 cuando existían abundantes praderas de macrófitos en la laguna y no se producían vertidos de aguas contaminadas procedentes de la industria y los vertidos de la agricultura eran más reducidos. Por medio de la ejecución de los planes de recuperación pertinentes que propongan los grupos de expertos, es posible que se recuperaran en gran medida las mencionadas condiciones ambientales.

INDICADOR	**VALOR EVALUACIÓN INICIAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
Riqueza específica	No disponible	Como mínimo los existentes en la actualidad en cada una de las lagunas. No disponible
BEA		
OBJETIVO:	1) Mantenimiento de los niveles actuales como mínimo 2) Implementación de medidas de gestión que reviertan en lo posible la degradación y pérdida de riqueza específica que presentan algunas lagunas. Seguimiento de la evolución y establecimiento como nivel de referencia aquel en el que se estabilice el valor.	
Diversidad	No disponible	Como mínimo los existentes en la actualidad en cada una de las lagunas. No disponible. No disponible
BEA		
OBJETIVO:	Mantenimiento de los niveles actuales como mínimo 2) Implementación de medidas de gestión que reviertan en lo posible la degradación y pérdida de diversidad que presentan algunas lagunas. Seguimiento de la evolución y	

	establecimiento como nivel de referencia aquel en el que se estabilice el valor.

1.6.3. Condiciones, físicas, hidrológicas y Químicas

En las lagunas costeras las modificaciones de origen natural o artificial existentes entre los aportes de aguas dulces y saladas provoca alteraciones que se extienden a lo largo de todos los compartimentos del ecosistema desde el plancton hasta el bentos. El efecto de dichas alteraciones pueden ser muy rápido (Cardona, 1994) y acusados provocando situaciones de eutrofización que desencadenan crisis distróficas lagunares.

INDICADOR	**VALOR EVALUACIÓN INICIAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
-Balance de aportaciones de aguas de origen continental y marino - Modificaciones en la profundidad (colmatación aterramientos) -Naturaleza y estructura del substrato. - Aquellos contemplados en la DMA: Generales y contaminantes incluidos en el descriptor 8 de la EM.	-En muchas lagunas se ha realizado una modificación hidrológica de sus aguas en los últimos años, lo que ha modificado la composición de sus poblamientos. - Las presiones agrícolas e industriales que sufren las lagunas ha aportado una gran cantidad de contaminantes a sus aguas y cadenas tróficas. - La mayoría de las lagunas sufren procesos de eutrofización lo que ha producido cambios en los indicadores generales de las masas de agua.	No se disponen datos cuantitativos.
BEA		
OBJETIVO:	Las modificaciones producidas en muchas lagunas son irreversibles de manera que el estado de referencia es el que presentan en la actualidad y hay que intentar que no empeore.	

CRITERIO 6.1.: DAÑOS FÍSICOS EN RELACIÓN CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUBSTRATO

Prácticamente todas las lagunas costeras de la demarcación Levantino-Balear están sometidas a diferentes presiones con impactos de mayor o menor alcance sobre el substrato:

Presión	Impacto
Construcción de carreteras, caminos, campos de golf y urbanizaciones en el entorno lagunas	División de la laguna en sublagunas que pierden la conexión y la relación ecológica entre ellas. Interrupción del intercambio de arenas entre la laguna y mar abierto. Regresión de playas. Destrucción de la vegetación perilagunar lo que provoca un aumento de la sedimentación como consecuencia del arrastre de sedimentos por las lluvias. Soterramiento de de la superficie laguna. Modificación del balance hidrológico por sobreexplotación de acuíferos. Cambio o desaparición de las comunidades de macrófitos. Acúmulo de basuras.
Construcción de marinas, espigones, diques de contención	Alteración de la dinámica de corrientes. Enfangamiento por estancamiento del agua. Eutrofización. Acumulo de basuras.
Regeneración de playas	Enfangamiento provocado por la extracción de arenas. Destrucción de comunidades. Soterramiento de comunidades arenosas (arenas finas bien calibradas con praderas de *Cymodocea nodosa* etc.). Aumento de la tasa de colmatación lagunar por el desplazamiento de las arenas.

El Mar Menor, al igual que en el Delta del Ebro y la Albufera de Valencia, a pesar de agrupar numerosas figuras de protección de carácter internacional, nacional y regional se ve sometido a numerosas presiones de carácter puntual como los vertidos de desaladoras (de forma indirecta a través de ramblas o canales de drenaje) y de carater urbano, de carácter difuso como los vertidos procedentes de los excedentes agrícolas, de los puertos deportivos o de la propia navegación de los barcos. También se producen importantes alteraciones morfológicas producidas por la construcción de marinas , puertos deportivos, espigones (Mar Menor), la ocupación de terrenos intermareales (desecación o aterramiento) y la modificación de las comunicaciones con el agua marina adyacente (golas, canales etc) (Tabla III).

Tabla III. Presiones sobre la masa de agua del Mar Menor (DMA) (.2004. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia).

TRAMOS	TIPO	PRESIONES				ZONAS PROTEGIDAS
		Puntual	Difusa	Alteraciones morfológicas	Extracciones	
Laguna Costera del Mar Menor	Laguna Costera	-Vertidos de Desaladoras (por caudal son no significativas Q<1650 m^3/día. Vertido indirecto a la laguna, a través de ramblas) (2) -Vertido urbano: RAMBLA del Albujón -Vertido urbano: RAMBLA Miranda	-Contaminación de la influencia de actividades agrícolas -Puertos Deportivos: 1.Lo Pagán 2. Embarcadero-Fondeadero La Ribera, 3. Los Alcázares 4. Los Urrutias 5. Los Nietos 6. Islas Menores 7. Mar de Cristal 8. La Isleta 9. Dos Mares 10. Tomás Maestre -Navegación	-Modificación de la conexión con otras masas de aguas: Canal del Estacio -Puertos Deportivos (10) -Espigones (41) -Playas artificiales (8) -Diques de encauzamiento (7) -Ocupación de terrenos intermareales (12) -Estructuras longitudinales de defensa (4) -Diques exentos (4) -Protección de márgenes (1)	Sin presión	LIC ZEPA ZEPIM RAMSAR ZB ZCM Encañizadas del Mar Menor Parque Regional Paisaje Protegido (humedales e islas asociados) Zona sensible (Directiva 91/271 CE)

			recreativa -Aportes de aguas residuales			

INDICADORES	**VALOR EVALUACIÓN INICIAL**	**NIVEL DE REFERENCIA**
-Perímetro de la laguna afectado por presión -Área afectada por presión - Los determinados en la DMA	% últimos 5 años (no se dispone de ellos) Prácticamente Todas las lagunas de la demarcación Levantino-Balear se encuentran sometidas a fuertes Presiones.	La situación actual de aquellas lagunas en las que los impactos sean +irreversibles.
BEA		
OBJETIVO:	Disminución de las presiones en las lagunas y sus entornos. Prohibición de la urbanización, restauración de los humedales circundantes, prohibición de la regeneración de playas, prohibición de obras costeras en el interior lagunas con estructuras que dificulten la circulación de aguas. Regulación de los cultivos perilagunares y lagunares. Regulación de la explotación de acuíferos.	

CRITERIO 6.2.: ESTADO DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA

(Coincide con lo expuesto en el Descriptor 1, 1.6.1)

En la demarcación Levantino-Balear el 90 % de las masas de agua definidas en la DMA se encuentran en estado natural y un 10 % en estado muy modificado (Tabla IV).

En Cataluña el 12 % de las masas de agua muy modificadas se encuentran en el bajo Empordá y en el delta del Llobregat. En el Delta del Ebro solo están muy modificadas las bahías del Fangal y de La ALfacada.

En la Comunidad Valencia el 100 % de las masas de agua consideradas en la DMA se consideran aguas muy modificadas. Hay que destacar que en esta región solo han sido consideradas las salinas de Cullera y la desembocadura del Jucar y no la laguna de la Albufera de Valencia. Esta última se podría considerar igualmente como "muy modificada" como indican los procesos de eutrofización, la concentración de contaminantes químicos y la alteración de las comunidades biológicas que se vienen desarrollando hace años.

En el caso de la Región de Murcia las 14 masas de agua consideradas por la DMA se han calificado de naturales. De estas el 72% presenta un estado ecológico bueno. Del resto el 14% tiene un estado ecológico aceptable, y las demás no alcanzan el buen potencial ecológico.

Tabla IV. Estado de las masas de agua en cada región de la demarcación Levantino-Balear. (Datos en porcentajes).

Región	Natural	Muy modificada
Cataluña	88	12
Delta del Ebro	75	25
Menorca	100	0
Mallorca	100	0
Ibiza	100	0
Formentera	100	0
Valencia	0	100
Alicante	0	100
Murcia	100	0
Total general	89.69	10.31

MAR MENOR

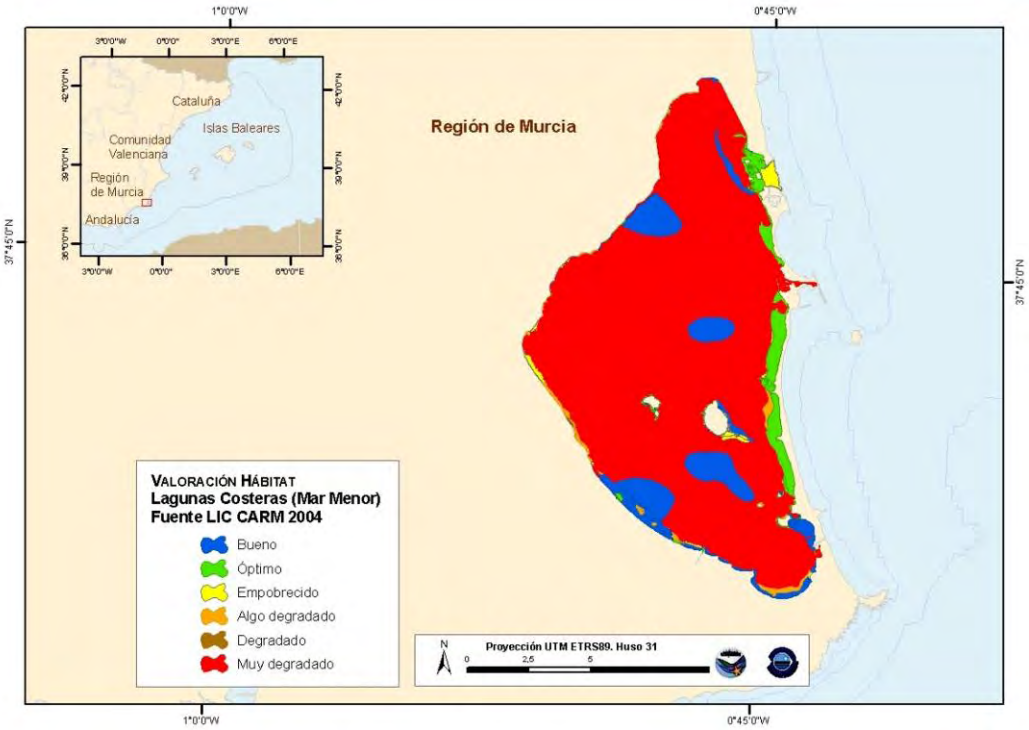
La valoración del estado ecológico del Mar Menor se realizará utilizando como base las realizadas ya para dar respuesta a diferentes directivas. El resultado de la valoración del estado ecológico del Mar Menor, en base a la Directiva Marco del Agua, lo sitúa en un estado "**aceptable**" de acuerdo con la nomeclatura de esta Directiva. Sin embargo, esta calificación no coincide con valoraciones realizadas con otros criterios para otras Directivas Europeas (DH) y tampoco refleja el Estado Ambiental de este hábitat (*sensu* DMEM) por diversas razones. La más importante es que se basa solo en índices indicadores del estado ecológico de la comunidad de infauna bentónica de fondos blandos, lo cual da una visión muy parcial y sesgada de las características biológicas y ecológicas del hábitat lagunar y las comunidades que lo componen. A la hora de valorar el Estado Ecológico del hábitat lagunar hay que tener en cuenta la profunda transformación de la composición y distribución de las comunidades en las últimas décadas a consecuencia del impacto humano, y solo por esto no es adecuado considerar como "aceptable" el estado de sus comunidades. Por otro lado habría que incluir valoraciones realizadas sobre otros tipos de comunidades igual o más relevantes que las sedimentarias como las praderas de angiospermas marinas de *Cymodocea nodosa* ampliamente representadas en la laguna.

Según la valoración realizada para declarar el Mar Menor como LIC, a pesar de existir algunas comunidades (praderas más o menos densas de *Cymodocea nodosa, Ruppia cirrhosa*) en estado de conservación bueno y óptimo, la mayoría de la laguna presenta un estado **muy degradado** debido a la presencia de praderas de *Caulerpa prolífera* muy densas sobre fangos anóxicos. (Tabla V, Figura 2a)

Por otro lado según los criterios de valoración del Anexo III de la Directiva Hábitat, los expertos han clasificado el Mar Menor como mayoritariamente como **Desfavorable- Degradado**, aunque hay una franja estrecha a lo largo del margen derecho de la laguna con praderas de *C. nodosa* sobre arenas finas bien calibradas con restos coquiliares clasifica como de **Favorable–excelente**, y al sur y sureste como **Favorable** (figura 2 b).

Figura 2. Valoración del Buen Estado Ecológico del LIC del Mar Menor (a) y según los criterios de la Directiva Hábitat (b).

a)



b)

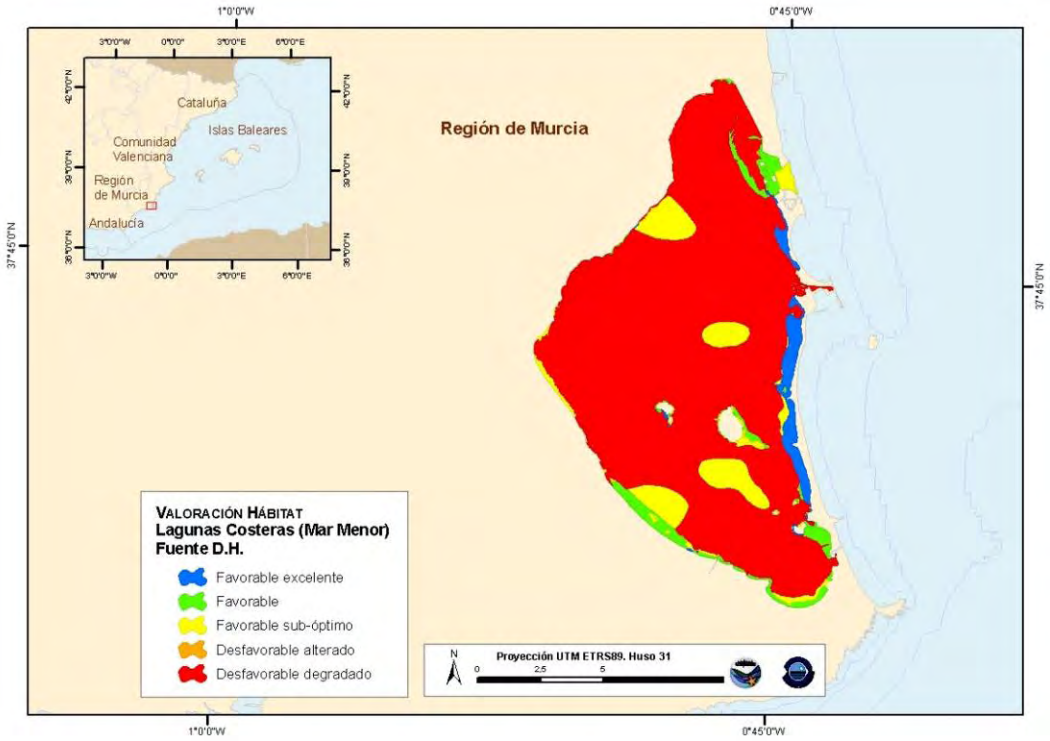


Tabla V. Descripción del Estado de conservación de los hábitats presentes en el Mar Menor. CARM LIC del Mar Menor.

		Desfavorable degradado		Desfavorable alterado		Favorable subóptimo		Favorable		Favorable excelente	
Hábitats en el Mar Menor	Superficie del Mar Menor (m^2)	área(m^2)	%	área(m^2)	%	área(m^2)	%	área(m^2)	%	área(m^2)	%
Algas esciáfilas de roca infralitoral superior en régimen calmo	53163.3668	19919.664	37.47							33243.7028	61.53
Algas fotófilas infralitorales en régimen calmo	103960.9778	31160.6275	29.97			15563.6997	14.97	57136.6506	54.96		
Arcillas Rojas compactadas	1319.9799							1319.9799	100.00		
Arenas fangosas superficiales de modo calmo	112332751	111333547	99.09	6045.7627	0.01					3158.2742	
Arenas finas bien calibradas	1342549.324	175877.024	13.10			98437.3751	7.33	1068134.93	79.56		
Arenas supralitorales	21912.9321					10074.9001	45.98	11838.032	54.02		
Comunidades esciáfilas de los balnearios	13517.6143	13517.6143	100.00								
Céspedes algales en sedimentos combinados someros	480434.8488							466224.115	97.04	14210.7337	2.96
Cymodocea y Zostera	871876.3453							871876.345	100.00		
Fangos litorales	1225.5326			1225.5326	100.00						

Fondos blandos muy contaminados	323177.618	323177.618	100.00								
Guijarros infralitorales	10416.6573							10416.6573	100.00		
Pradera de Cymodocea nodosa	7876956.73	81993.6861	1.04			553232.588	7.02	3070531.22	38.98	4170289.24	52.94
Pradera de Zostera noltii	17529.9464							17529.9464	100.00		
Praderas de Ruppia sp. en sedimentos infralitorales	171264.1951					12145.6388	7.09	159118.556	92.91		
Praderas de Ruppia sp. en sedimentos mediolitorales	3973.8858							3973.8858	100.00		
Praderas mixtas de Cymodocea nodosa	12212339.12	444564.789	3.64	56170.3163	1.46	11711604	95.91				
Total general	135838370.1	113414868		63441.6116		12401058.2		5738100.32		4220901.95	

Fuente: Cartografía Bionómica del litoral sumergido de la Región de Murcia (D.G. del Medio Natural. Comunidad de Murcia) 1990 y Trabajos de Caracterización y Valoración de Zonas LICs 2004. Comunidad Autónoma de Murcia.

6.2.1. Presencia de especies particularmente sensibles y/o tolerantes.

Como parte de las especies típicas de lagunas costeras se encuentran algunas especies que se encuentran amenazadas por la situación actual de sus poblaciones a nivel mundial y/o regional (Tabla VI). La vulnerabilidad de estas especies es mayor en las lagunas por tratarse de hábitats confinados donde los impactos producidos tienen mayores repercusiones a nivel biológico y ecológico. Aunque ya se están tomando medidas para proteger alguna de estas especies como es el caso del fartet en el Mar Menor (Oliva y Torralva, 2008)y en la comunidad valenciana (DECRETO 9/2007), la ausencia de datos sobre diferentes aspectos de la biología y dinámica de poblaciones de otras especies hace que todavía no se hayan desarrollado planes de gestión destinados a su protección, siendo de suma importancia que en el marco del presente directiva se puedan solventar estas lagunas de conocimiento por medio del desarrollo de los proyectos de investigación pertinentes.

Tabla VI. Especies sensibles en lagunas costeras y presiones que las amenazan.	
Especies sensibles	Presiones
Pinna nobilis	Arrastre, artes de cerco
Hippocampus guttulatus	Redes de pesca Contaminación Obras costeras Destrucción de hábitat
Aphanius Iberus.	Contaminación Destrucción de hábitats por urbanización y/o modificaciones hidrológicas
Valencia hispanica	Contaminación Destrucción de hábitats por urbanización y/o modificaciones hidrológicas
Anguilla anguilla	Disminución mundial de las poblaciones. Regulación hidrológica. Barreras en los cauces Pesca Efectos biológicos de la contaminación
Cerastodema glaucum	Contaminación Alteración de hábitat sedimentación
Angiospermas	Eutrofización

Especies invasoras

Gambusia affinis holbroockii

6.2.2. Índices multimétricos que evalúen el estado y funcionalidad de la comunidad bentónica, como, por ejemplo, la diversidad y riqueza de especies o la proporción de especies oportunistas y de especies sensibles.

ÍNDICES MULTIMÉTRICOS

En la DMA el Mar Menor es considerado como una masa de agua costera. Para el establecimiento del Buen Estado Ecológico (BEE) la Comunidad de Murcia ha utilizado los índices y los rangos recogidos en la *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre,* por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

Los elementos indicadores del BEE del Mar Menor han sido:

- Fitoplancton. Biomasa medida utilizando el indicador del Percentil 90 de la Chl a (µg/L).
- Macroalgas. Composición y Abundancia utilizando como indicador el índice Benthos.
- Fauna Bentónica de invertebrados. Composición y Abundancia utilizando como indicador el índice MEDOCC.

Se han muestreado 28 estaciones en el Mar Menor en las que se han tomado datos físico-químicos (Nitratos, Nitritos, Ortofosfatos, Amonio y Silicio), las sustancias prioritarias y se ha caracterizado la comunidad fitoplanctónica. Los muestreos se han realizado mensualmente.

En 12 estaciones se han determinado las sustancias preferentes.

En 12 estaciones se han descrito los poblamientos de macroinvertebrados bentónicos, calculándose el índice de diversidad de Shannon, porcentaje de especies oportunistas y porcentaje de especies sensibles. Se ha realizado un muestreo anual con tres réplicas por punto.

La identificación de las macroalgas se ha realizado en 7 estaciones en las que se ha determinado la Riqueza de especies, los índices de diversidad de Shannon y Margaleff y el porcentaje de Cystoseira. Se ha realizado un muestreo anual con tres réplicas por punto.

Propuesta de aplicación de nuevos índices

Desarrollo de un índice de Integridad Biótica basado en los poblamientos ícticos de las lagunas.

La valoración ecológica de las masas de agua de la DMA, utilizadas por la EM para definir el buen estado ambiental de los hábitats marinos españoles, se ha efectuado utilizando como base la realizada en las diferentes Comunidades Autónomas para elaborar el Plan Hidrológico de las distintas cuencas hidrográficas del territorio español. Entre Los elementos de calidad biológica no se encontraban los peces, no obstante el grupo de expertos que elaboró la metodología para establecer el estado ecológico según la DMA en la Confederación Hidrográfica del Ebro (Ministerio de Medio Ambiente) propone también el uso de los peces como indicadores por diferentes causas:

-Por su longevidad frente a otros organismos, son testigos de presiones e impactos en las masas de agua y en los hábitats.

- Incluyen diferentes niveles tróficos, y se encuentran cerca del vértice de la pirámide trófica. De este modo la composición y estructura de la comunidad íctica integra la información de los niveles tróficos inferiores (algas e invertebrados), reflejando el estado de calidad de todo el ecosistema acuático.

- Debido a su movilidad su valor indicador se refiere a la escala de meso-hábitat, frente a los poblamientos algales y de la macrofauna que se refieren a una escala de microhábitat.

Los peces son útiles para la detección y seguimiento de las presiones hidromorfológicas que modifican el hábitat por medio de cambios en el intercambio de aguas laguna-mar, laguna-río, mar-laguna-río, cambios en la vegetación y el tipo de sustrato, así como de las presiones físico-químicas que produzcan contaminación del agua, eutrofia y aparición de algas tóxicas y desoxigenación del agua.

Por lo tanto se propone el desarrollo de un ídice (**Indice de Integridad Biótica** adaptada a las lagunas del litoral español semejante al desarrollado para los ríos de Cataluña (Sostoa et al, 2003)) basado en la fauna ictiológica para determinar el estado ecológico de las lagunas costeras. Sería recomendable el desarrollo de una proyecto simlar al "European Fish Index. Evaluando el estado ecológico mediante indicadores biológicos" de los ríos europeos, aplicado a las lagunas europeas tanto costeras como más continentales.

Desarrollo y Aplicación de un índice similar al POMI adaptado a las angiospermas presentes en lagunas (*Cymodocea nodosa*)

En las lagunas que reúnen buenas condiciones ambientales es frecuente encontrar fanerógamas acuáticas como la Cymodocea nodosa, *Ruppia cirrhosa, Zoostera noltii, Potamogeton spp, Ceratophyllum demersum* etc por lo que sería conveniente el uso de un índice multivariante similares al POMI utilizado para determinar el estado ecológico de las lagunas.

BIBLIOGRAFÍA

Antón-Pardo, M., C. Olmo, R. Ortells y X. Armengol, 2011. La restauración de sistemas acuáticos continentales y su interés para la conservación: el ejemplo de las malladas en el Parque Natural de l'Albufera (Valencia). Chronica naturae 1: 10-19

Ballester Sabater, R. 2003. Diversidad biológica y protección ambiental del litoral sumergido de la Región de Murcia. *Cuadernos de Biodiversidad. Publicación cuatrimestral del Centro Iberoamericano de la Biodiversidad*. Nº 14. Año V.

Ballesteros *et al*., en preparación. Borrador del Listado de hábitats del Mediterráneo español.

Barcala Bellod, E., 2000. Estudio Ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Boira, H. La vegetación de la Albufera de Valencia y sus bioindicadores: lección magistral leída en la apertura del curso 1987-88. http://hdl.handle.net/10637/2836.

Cardona. L., 1994. Distribución y características de las comunidades ictiológicas de las lagunas interiores de Menorca Islas Baleares).*Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 37:79-89.

CARM, 1996. Estudio del ciclo de vida y la dinámica de la población de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor. (no publicado) Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

CARM, 1997. Estudio la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones. (no publicado) Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

CARM, 1998. Estudio de la dinámica de las poblaciones de las medusas *Cotylorhiza tuberculata, Rhizostoma pulmo y Aurelia aurita* en el Mar Menor y de su problemática asociada.(no

publicado) Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Casselman J. M. y K. David, 2009. *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns. American Fisheries Society* 460 pp.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, CARM, 2004. "Estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario y/o mediterráneo presentes en el litoral sumergido de la Región de Murcia".

EUROGEL (Final Report), 2006. EUROpean GELatinous zooplankton: Mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socio-economical effects. EVK3-CT-2002-00074

FAO Yearbook annuaire. Fisheries Statistics Commodities.2003. Vol. 97

Robinet, T. y E. Feunteun, 2002. Sublethal Effects of Exposure to Chemical Compounds: A Cause for the Decline in Atlantic Eels?. *Ecotoxicology* (11)4: 265-277, DOI: 10.1023/A:1016352305382

García Pintado, J; G. Barberá, Martínez-Menoa, M., Albaladejo, J., Erena, y V.,Castillo, 2009.

Caracterización y Evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albujón Hacia el Mar Menor, pp 131-166. En "*El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico*", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Miracle, MR, M.P. García y E. Vicente, 1984. Heterogeneidad espacial de las comunidades fitoplanctonicas de la albufera de valencia. *Limnética* 1: 20- 31.

http://www.wri.org/project/eutrophication/map

Menendez Prieto, A. El Plan Integral de Protección del Delta del Ebro. http://www.ciccp.es/biblio_digital/Urbanismo_I/congreso/pdf/040301.pdf

Ministerio de Medio Ambiente. *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. http://www.magrama.es/es/agua/publicaciones/Protocolos_muestreo_biologico_con_portada_tcm7-16059.pdf

Molinet Coll, V.2006. Restauración del Delta del Ebro I. Recuperación de la configuración del Delta del Ebro. Treballs academics UPC Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Infraestructura del Transport i del Territori. http://hdl.handle.net/2099.1/3322.

Moriarty, C., 1990. European Catches of Elver of 1928-1988. *Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, (75) 6: 701–706.

Oliva Paterna, J.F. y M. TorraForero, 2008. *El Fartet en la Región de Murcia: biología y Conservación*. Dirección General del Medio Natural . Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Murcia.

Moriarty, C., 1997. Management of the European Eel. http://hdl.handle.net/10793/197

Oltra, R. y M.R. Miracle, 1984. Comunidades zooplanctonicas de la albufera de Valencia. *Limnética* 1: 51-61.

Oltra, R., T. Alfonso, M. Sahuquillo y M. R. Miracle, 2001. Increase of rotifer diversity after sewage diversion in the hypertrophic lagoon, Albufera of Valencia, Spain. *Hydrobiologia*, 446/447: 213-220.

OSPAR Commission. Background Document for the Long-snouted seahorse Hippocampus guttulatu

s. 2009. ISBN 978-1-906840-69-3. *Publication Number*: 429/2009

Pérez Ruzafa, A., 1989. "Estuio Ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.751 pp.

Pérez Ruzafa, A., M.C. Monpeán y C. Marcos, 2007.Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hidrobiología* 577: 107-125.

Plan de Recuperación del Fartet en la Comunitat Valenciana.DECRETO 9/2007, de 19 de enero, del Consell, [2007/826](DOCV núm. 5435 de 24.01.2007) Ref. Base Datos 0888/2007

Risueño Mata, P y P. Mateache Sacristán,2005. ¿Puede un pequeño pez mantenerseen áreas de alto interés económico?. El caso del Samaruc.

http://www.evren.es/html/presentacionlibro/pdf/bordeextincion2.pdf

Soria J.M. y Sahuquillo,M., 2009. Lagunas costeras (*). En: V.V.A.A., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medioambiente, y Medio Rural y Marino, 303 p.

Templado, J., Gracia, F.J. & Pérez, A., 2009. Grupo 1. *Tipos de hábitat costeros y halofíticos. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España.* Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 10 p.

UNESCO, 1981. Coastal lagoons research, present and future. UNESCO *Technical Papers in Marine Science*, 32:51-79.

Villena, M.J. y S. Romo, 2003. Phytoplankton changes in a shallow Mediterranean lake (Albufera of Valencia, Spain) after sewage diversion. *Hydrobiologia*, Volume 506-509, Numbers 1-3 (2003), 281-287, DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008565.23626.aa

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., 1977. Taxonomía, ecologia y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Trabajo presentado en la "39th. Annual Meeting American Society of Limnology and Oceanography", Savannah, Georgia, 19 al 21 de julio de 1976.