



Universitat
de les Illes Balears

Título: Comparación de diversidad funcional en comunidades de peces de plataforma de dos ecosistemas del Mediterráneo Occidental

AUTOR: Albert Homar Rosselló

Memoria del Trabajo de Fin de Máster

Máster Universitario en Ecología Marina
de la
UNIVERSITAT DE LES ILLES BALEARS

Curso Académico 2016-2017

Fecha 13 de Julio de 2017

Nombre Tutor del Trabajo: José Manuel Hidalgo Roldán

Contenido

Resumen	5
1.- Introducción	6
1.1.- La importancia de la diversidad biológica.	6
1.2.- La diversidad funcional.....	7
1.3.- El estudio de la biodiversidad marina en el Mar Mediterráneo	9
2.- Material y métodos.....	11
2.1.- Área de estudio.....	11
2.2.- Corrientes	13
2.3.- Productividad	13
2.4.- Impacto antrópico.....	14
2.5.- Muestreo.....	15
2.6.- Cálculo de índices taxonómicos.....	16
2.6.1.- Riqueza específica (S).....	16
2.6.2.- Índice de Shannon-Weaver (H).....	16
2.6.3.- Índice de Simpson (D)	17
2.6.4.- Índice de Pielou (J).....	17
2.7.- Densidad total.....	18
2.8.- Obtención de la matriz de rasgos vitales	18
2.8.1.- Rasgos vitales	18
2.8.2.- Rasgos utilizados.....	19
2.9.- Cálculo de la diversidad funcional	23
2.9.1.- Riqueza funcional (FRIC)	23
2.9.2.- Divergencia funcional (FDIV)	24
2.9.3.- Dispersión funcional (FDIS)	24
2.9.4.- Uniformidad funcional (FEVE)	25
2.10.- Análisis estadísticos	25
3.- Resultados	27
3.1.- Rasgos vitales.....	27
3.2.- Variación espacial y temporal de los índices	28
3.2.1.- Índices densidad y diversidad taxonómica.....	28
3.2.2.- Índices de diversidad funcional.....	34
3.3.- Correlaciones entre los estratos profundo y somero	40
3.4.- Correlación entre índices taxonómicos y funcionales.....	40
3.5.- Análisis discriminante de todos los índices	41
4.- Discusión.....	43
4.1.- Diferencias geográficas	44

4.2.- Relación entre índices del mismo estrato	46
4.3.- Diferencias batimétricas	48
4.4.- Síntesis y aplicaciones de gestión	49
4.6.- Conclusiones	51
5-. Agradecimientos.....	52
6.- Bibliografía	53
7.- Apéndice: matriz de rasgos vitales.....	64
8.- Anexo	70
9.- Bibliografía del anexo	76

Resumen

El calentamiento global y el impacto antropogénico constituyen las principales amenazas para la conservación de la diversidad en los ecosistemas y es por ello que proteger la diversidad de los ecosistemas se ha convertido en una de las principales razones de estudio en el campo de la biología. Históricamente la diversidad se ha cuantificado únicamente a partir del número de especies y sus abundancias (diversidad taxonómica) pero en los últimos años los estudios basados en la diversidad funcional están adquiriendo un papel más importante. La diversidad funcional consiste en el estudio de la gran variedad de estrategias y funciones ecológicas presentes en el ecosistema y que se basa generalmente en el uso de rasgos vitales que representan funciones ecológicas. Estos rasgos representan características morfológicas, fisiológicas, de comportamientos, o hábitats, entre otras. El presente estudio compara las poblaciones ícticas presentes en los fondos de plataforma de la zona de Baleares y de Cataluña, estudiando la variación temporal, espacial, y batimétrica de indicadores de diversidad taxonómica y funcional. El estudio compara comunidades de dos estratos batimétricos: 50-100 m (estrato somero) y 101-200 (estrato profundo).

Los resultados del estudio muestran una mayor diversidad taxonómica en Baleares, consistente con estudios previos, pero que no se traduce en una mayor diversidad funcional respecto a Cataluña. Sin embargo, en la Cataluña, las especies se encuentran funcionalmente más diferenciadas que las de Baleares, en especial para el estrato somero. El estudio muestra que, en Baleares, las fluctuaciones funcionales están más ligadas a las taxonómicas que en Cataluña, donde se observa un mayor peso funcional de las especies que se encuentran en menor número pero más diferenciadas. A su vez Baleares presenta también una mayor equidad en la distribución tanto taxonómica como funcional respecto a Cataluña. Todo ello y desde el punto de vista de la diversidad y funcionalidad de los ecosistemas, Baleares se puede considerar un sistema más resiliente y menos sensible a efectos antrópicos o naturales en comparación con Cataluña. Estos resultados demuestran la utilidad y la necesidad de conocer y entender los patrones de diversidad funcional marina como una de las principales herramientas para la conservación y gestión del medio marino.

1.- Introducción

1.1.- La importancia de la diversidad biológica

Entender y conservar la biodiversidad es uno de los pilares de la sociedad en el Siglo XXI. La biodiversidad se define como el total de organismos vivos presentes en la Tierra teniendo en cuenta los distintos genes, especies, poblaciones, ecosistemas así como los procesos y estructuras presentes en ellos (Gaston, 1996). Esto ha creado la necesidad de cuantificar y cualificar los distintos componentes de la biodiversidad para poder determinar su patrón espacial, los procesos que la afectan e impactan así como sus tendencias temporales a largo plazo (Purvis y Héctor, 2000).

Históricamente, la biodiversidad marina se ha estudiado mucho menos en comparación con la terrestre debido a la mayor dificultad que presenta su cuantificación. Como patrón global, la diversidad en los ecosistemas marinos aumenta a medida que nos acercamos al ecuador (Lara-Lara et al., 2008). Los ecosistemas marinos presentan una menor diversidad que los terrestres, lo que en parte se debe a la mayor conectividad de los océanos con respecto al medio terrestre, los cuales presentan mayores barreras geográficas que favorecen la generación de nuevas especies (i.e. especiación). (Lara-Lara et al., 2008). Como consecuencia de esta segregación geográfica se produce también separación entre poblaciones así como la reducción de la competencia como consecuencia de dichas separaciones.

En los ecosistemas marinos, la vegetación rara vez supera el metro de altura, es más, la gran mayoría de la producción primaria la llevan a cabo organismos unicelulares, los cuales no proporcionan ninguna protección o refugio. Este es otro de los factores que provocan que los ecosistemas marinos tengan una menor diversidad, al no existir tantas zonas de refugio como sí existen en los ecosistemas terrestres (Gaston, 1996). De hecho, los ecosistemas marinos más diversos los encontramos en zonas donde sí aparecen ciertas bioestructuras. Un ejemplo serían los arrecifes coralinos que debido a la gran protección estructural que el propio arrecife proporciona la diversidad de especies dentro del mismo es muy superior a la de otros ecosistemas. Aun así, considerando toda la superficie del fondo marino, los puntos donde existen estas bioestructuras son muy reducidos. Por último, un elemento que ha limitado el desarrollo de la biodiversidad marina a través de la especiación es la menor presencia de procesos coevolutivos con respecto a los sistemas

terrestres. Tres cuartas partes de la biodiversidad animal de los ecosistemas terrestres corresponde a los insectos, los cuales prácticamente no están presentes en el mar puesto que no ha existido la coevolución con las angiospermas que se ha producido en ecosistemas terrestres (Barnes, 1989).

El nivel de biodiversidad está considerado como un indicador de la salud medioambiental de los ecosistemas marinos (Culotta, 1996; Bengtsson et al., 1997; Grime, 1997; Aarts y Nienhuis, 1999). Dicha biodiversidad se puede ver afectada por factores climáticos como fluctuaciones de temperatura, salinidad o cambios en las corrientes capaces de provocar variaciones de procesos ecológicos clave como la reproducción, la supervivencia o la dispersión de larvas. A estas variaciones climáticas hay que añadirle factores bióticos como variaciones en la abundancia de especies que provocarán cambios en las interacciones inter- e intra-específicas al dar ventaja o desventaja competitiva a distintas especies (Bianchi y Morri, 2000). Dichos cambios en la competencia también pueden ser debidos a variaciones ambientales que pueden alterar la estructura de la red trófica de los ecosistemas (Petchey et al., 1999), ya que pequeños cambios en el clima podrían originar cambios en las relaciones de predación en los ecosistemas (Sanford, 1999).

1.2.- La diversidad funcional

La biodiversidad se mide comúnmente a partir de índices basados únicamente en la riqueza de especies y sus abundancias relativas (Whittaker, 1972; Lande 1996; Purvis y Héctor, 2000). Algunos de los índices más usados son, por ejemplo, índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1949), Simpson (Simpson, 1949) o equidad (*evenness* o índice de Pielou) (Pielou, 1969), entre otros. Estos indicadores miden la diversidad de un punto de vista meramente taxonómico. Sin embargo, estos índices no consideran la variedad y heterogeneidad de las funciones ecológicas que tienen los distintos taxones o especies dentro del ecosistema, lo que se conoce desde un punto de vista genérico como ***diversidad funcional***, la cual si bien históricamente no ha sido muy estudiada, en los últimos años ha visto un gran incremento en su utilización como herramienta para prevenir la pérdida de diversidad (Cernansky, 2017). La diversidad funcional es un factor importante para entender los procesos de los ecosistemas (Loreau, 1998; Chapin et al., 2000; Tilman, 2000; Díaz y Cabido, 2001; Loreau et al., 2001; Hooper et al., 2005) y determina la

resistencia de estos ante cambios ambientales (Folke et al., 2004). El análisis mediante rasgos funcionales es fundamental para entender la adaptación de los distintos organismos en un determinado ecosistema así como en las agrupaciones de especies dentro de la comunidad (Sandquist y Cordell, 2007). Se ha demostrado que la diversidad funcional es un excelente indicador de la producción de un hábitat determinado así como de la vulnerabilidad de determinadas especies (Tilman et al., 1997; Hulot et al., 2000; Díaz y Cabido, 2001; Heemsbergen et al., 2004). De esta forma, mediante el análisis de diversidad funcional podemos determinar qué rasgos se podrían encontrar en recesión y cuales en expansión en momentos de inestabilidad ambiental, lo que permitiría anticipar medidas eficientes de conservación a impactos del cambio global u otros de origen antropogénico.

Una herramienta común para calcular la diversidad funcional es mediante el uso de grupos funcionales (Naeem y Li, 1997; Hooper, 1998; Héctor et al., 1999; Rastetter et al., 1999; Fonseca y Ganade, 2001; Tilman, 2001; Tilman et al., 2001). Los grupos funcionales se basan en agrupaciones donde las especies se asignan a distintos grupos a partir de caracteres de comportamiento, morfología, dieta, hábitat, reproducción entre otras características ecológicas (Bremner et al., 2003; Stevens et al., 2003; Petchey y Gaston, 2006). La ventaja de los grupos funcionales reside en que sus datos son relativamente fáciles de obtener. Sin embargo, los grupos funcional conllevan ciertas limitaciones ya que a veces se hace una asignación de una especie a un grupo determinado aunque en muchas ocasiones resulta difícil determinar claramente si la elección de dicho grupo ha sido la correcta (Simberloff y Dayan, 1991; Vitousek y Hooper, 1993; Root, 2001).

En la caracterización de grupos funcionales lo más común es usar el rango de rasgos vitales que presenta cada especie en un determinado hábitat (Tilman et al., 1997; Tilman, 2001), como por ejemplo, longitud, fecundidad o nivel trófico. La diversidad funcional mide el rango y distribución de estos rasgos vitales de los organismos en una comunidad, es decir las funciones de los distintos organismos en un determinado ecosistema (Díaz y Cabido, 2001; Petchey y Gaston, 2006). La diversidad funcional, por lo tanto, proporciona un mayor nivel de detalle en relación con los estudios basados en grupos funcionales (Bremner et al., 2003; Petchey y Gaston, 2006) ya que se sustenta en los rasgos funcionales (*'functional traits'*) específicos de cada especie. Sin embargo, esto conlleva que la obtención de los datos es más costosa debido al nivel de especificidad y a la reducida disponibilidad de estudios de ecología y biología básica para muchas

especies. Estas limitaciones han hecho que los esfuerzos en el estudio de la diversidad funcional sean relativamente recientes y asociados a un incremento de información de distintos rasgos funcionales.

Se entiende como *rasgo funcional* cualquier expresión fenotípica que pueden ser morfológica, fisiológica, de comportamiento, hábitat, entre otras, y que represente un impacto sobre el organismo en relación a su supervivencia, alimentación, crecimiento o reproducción (Violle et al., 2007). Se puede decir que la diversidad funcional corresponde al rango y abundancia de los rasgos presentes en una comunidad o ecosistema específico (Díaz y Cabido, 2001; Hooper et al., 2005; Díaz et al., 2007). Los análisis de diversidad funcional incluyen las pequeñas diferencias entre las especies que no se ven representadas por los grupos funcionales, por tanto dos especies similares que pudiesen aparecer en un mismo grupo funcional tendrán valores distintos en un análisis de diversidad funcional con lo que obtendremos una resolución más detallada del análisis y la comunidad. Estos análisis comparativos en la diversidad funcional podrían llevarse a cabo incluso entre organismos de una misma especie, ya que organismos de distintas áreas geográficas o de distinta edad podrían tener valores de rasgos distintos. Estos análisis resultarán ser más objetivos puesto que eliminarán la necesidad de la incorporación de las distintas especies en grupos funcionales concretos (Simberloff y Dayan, 1991; Vitousek y Hooper, 1993).

1.3.- El estudio de la biodiversidad marina en el Mar Mediterráneo

En el Mar Mediterráneo, se calcula que existen unas 8500 especies de organismos macroscópicos lo que correspondería entre un 4% y un 18% del total de especies marinas en el mundo (Wilson, 1988; Brümmer et al., 1994; Bianchi et al., 1995; Reaka-Kudla et al., 1997). Sin embargo, estos datos son aún más relevantes cuando consideramos que la superficie del Mar Mediterráneo solo equivale a un 0.82% de la superficie mundial de los océanos y cuyo volumen solo es del 0.32% (Defant, 1961). Las razones de esta alta diversidad son de distinta índole, por un lado el Mediterráneo ha sido sometido a un mayor esfuerzo de investigación comparado con otros mares y océanos (Bianchi y Morri, 2000), aunque también es de considerar los grandes cambios ambientales a lo largo de su historia producidos a lo largo de los ciclos geológicos (Maldonado, 1985; Stanley y Wezel, 1985; Ruffel, 1997). Por otra parte, el Mar Mediterráneo presenta unas características únicas en relación a hidrografía y clima, produciendo así una gran variedad

de ambientes distintos que proporcionan hábitat óptimos tanto para organismos de mares subtropicales como de mares templados (Sarà, 1985). Con todo ello, en el Mar Mediterráneo actual encontramos una gran cantidad de especies procedentes de muy distintas regiones y épocas, especies cosmopolitas y un gran número de endemismos. Entre ellas destacan las especies procedentes del Atlántico subtropical, del Atlántico boreal, y especies procedentes del Mar rojo por el canal de Suez (Bianchi y Morri, 2000).

Aunque el Mar Mediterráneo ha sido uno de los más estudiados del mundo en términos de diversidad (Coll et al., 2010), dichos estudios se han centrado principalmente en la diversidad taxonómica siendo los estudios de diversidad funcional muy escasos. Por lo tanto, es necesario incrementar los esfuerzos en el estudio de la diversidad funcional. Con esta necesidad en mente, el presente estudio se centra en el análisis de la diversidad funcional del Noroeste del Mediterráneo, una de las zonas Mediterráneas que presenta una mayor diversidad de especies y con una diferenciación conocida entre las islas y los ecosistemas peninsulares (Coll et al., 2010; Granger et al., 2014). Sin embargo no existe ninguna evidencia de que el mismo patrón exista desde el punto de vista de la funcionalidad de las especies. Por ello, también será necesario realizar un análisis taxonómico para así determinar qué porcentaje de la variación funcional se puede explicar por la variación taxonómica.

El objetivo de este trabajo tiene dos componentes. 1) Por un lado, realizar una recopilación de datos sobre los rasgos vitales de cada especie, para así, construir una base de datos que nos servirá para calcular los distintos índices de diversidad funcional. 2) Por otro lado, realizar una comparativa de la costa de Cataluña y la zona de Baleares, concretamente Mallorca y Menorca, en términos de diversidad taxonómica y funcional. Estas dos zonas difieren en que la costa catalana recibe un mayor impacto de la presión pesquera (Quetglas et al., 2012) y con una biodiversidad relativamente menor que la zona de Baleares (Granger et al., 2014). Para ello se compararán diversos indicadores de índices taxonómicos y de diversidad funcional entre zonas geográficas y estratos batimétricos, el primero comprendido entre los 50 y 100 metros de profundidad y el segundo entre los 101 y los 200 metros, los cuales han sido poco estudiados en estas aguas en términos de diversidad funcional.

2.- Material y métodos

2.1.- Área de estudio

El Mar Mediterráneo es un mar interior situado entre los continentes de Europa y África con una extensión de 2.500 millones de km² y un volumen de 3.735.000 Km³. Comunica con el Océano Atlántico a través del estrecho de Gibraltar, con el Mar Negro por el estrecho del Bósforo y con el Mar Rojo a través del canal de Suez. El Mar Mediterráneo tiene una gran evaporación, la cual no se compensa por los aportes fluviales o precipitaciones. Este balance negativo provoca la entrada de agua procedente del Océano Atlántico y los mares Negro y Rojo. El Mediterráneo se divide en dos cuencas principales, la cuenca occidental situada en la parte oeste del Mediterráneo y en la que se realiza el presente estudio engloba a los mares de Alborán, Balear, de Argelia, Provençal, Tirreno, de Liguria y el Golfo de León. La temperatura superficial de la parte occidental del mar Mediterráneo oscila entre los 13°C en invierno y los 27°C en verano (Millot, 1999), aunque por debajo de la termoclina se mantiene relativamente constante en torno a los 13°C.

El presente estudio se centra en dos zonas de áreas del noroeste del Mediterráneo: la costa de Cataluña (Fig. 1), y la que comprende las islas Baleares, concretamente Mallorca y Menorca (Fig. 2). A pesar de su cercanía, las dos áreas son significativamente distintas en términos de productividad, hidrodinamismo o impacto antrópico (ver Introducción).

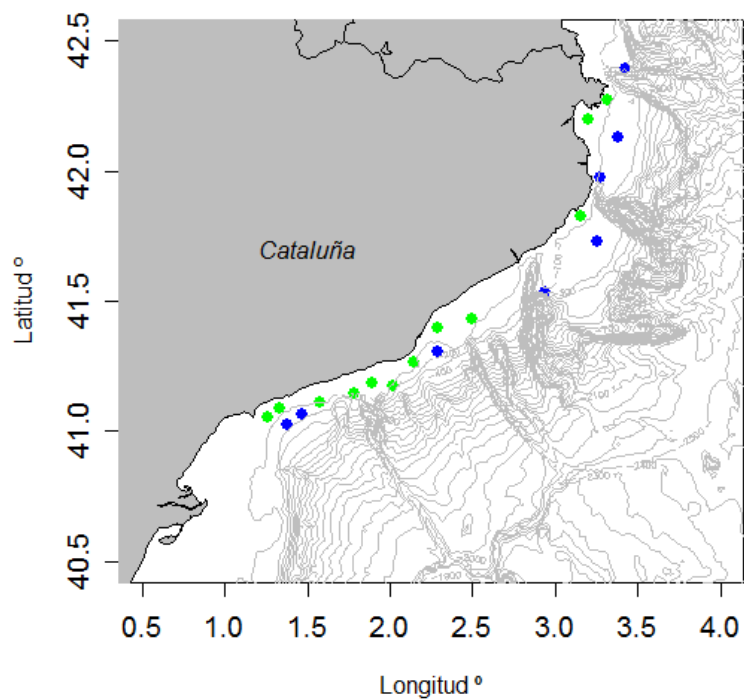


Fig. 1. Mapa de la zona de estudio asociada a la costa de Cataluña donde se indican las estaciones de muestreo correspondientes a la zona de Cataluña para el año 2003. Estaciones someras, entre 50 y 100 metros de profundidad (verde), y estaciones profundas, entre 101 y 200 metros de profundidad (azul).

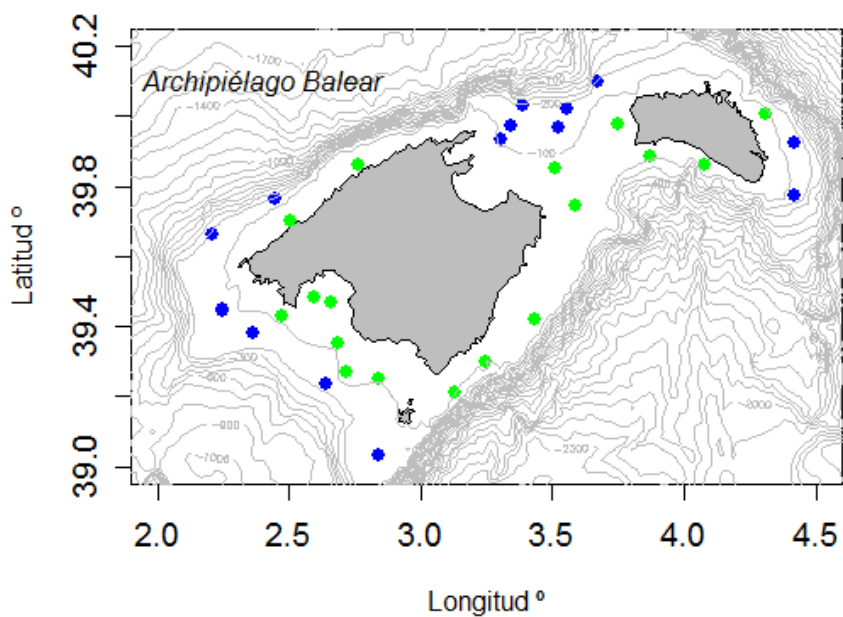


Fig. 2. Mapa de la zona de estudio asociada a las Islas Baleares donde se indican las estaciones de muestreo correspondientes a Mallorca (izquierda) y Menorca (derecha) para el año 2003. Estaciones someras, entre 50 y 100 metros de profundidad (verde), y estaciones profundas, entre 101 y 200 metros de profundidad (azul).

2.2.- Corrientes

A través del estrecho de Gibraltar se produce la entrada de agua atlántica que es menos densa que el agua mediterránea y circula por la capa superficial por el Mar de Alborán hacia el Mar de Argelia. El agua atlántica continúa su camino por la costa africana hasta llegar al estrecho de Sicilia donde el agua atlántica se bifurca dirigiéndose una parte hacia la parte oriental del Mediterráneo y la otra hacia el Mar Tirreno y el Golfo de León.

La costa catalana se ve influenciada principalmente por la corriente del norte (Pinot et al., 2002; Monserrat et al., 2008) que procede del Mar Tirreno, habiendo atravesado el Golfo de León donde en los meses de invierno se produce el hundimiento del agua superficial debido al enfriamiento producido por el viento del norte, esta agua al hundirse pasará a formar el agua intermedia invernal del oeste (Western Winter Intermediate Water, WIW) que seguirá circulando por la costa del levante peninsular.

Por otra parte, la cuenca balear recibe influencia de varios orígenes. Por un lado por remolinos producidos por la corriente de Argelia, los cuales afectan a la zona sur de la costa balear. Por otro lado, la zona norte de Baleares recibe la influencia de la Corriente del Norte, la cual se bifurca en dos ramas al llegar al canal de Ibiza una de ellas se dirigirá hacia el mar de Argelia mientras que la otra recircula hacia el noreste formando la Corriente Balear que baña la zona norte de Baleares (Pinot et al., 2002).

2.3.- Productividad

La salida de nutrientes del Mediterráneo hacia el Atlántico como resultado de la salida de agua profunda y la entrada de agua superficial se traduce en una situación oligotrófica generalizada en todo el mar Mediterráneo, incluyendo las zonas de estudio. A pesar de ello, existen algunos puntos de fertilización. Un punto de alta productividad es el Golfo de León donde el viento del Norte en los meses de invierno puede producir la ruptura de la termoclina permanente lo que provoca una subida de agua profunda rica en nutrientes y la consecuente fertilización de las zonas colindantes como el Mar de Liguria y la costa de Cataluña. El grado de afloramiento dependerá de las temperaturas y vientos invernales lo que producirá fluctuaciones anuales de presencia de nutrientes y en consecuencia de la producción primaria (Estrada et al., 1996; Balbín et al., 2013). Estos afloramientos provocarán proliferaciones (*'blooms'*) de fitoplancton durante los meses de invierno y primavera (Bosc et al., 2004; D'Ortenzio y Ribera d'Alcalá, 2009). El aporte fluvial es

también un factor importante en la zona de Cataluña sobre todo los meses de verano cuando se produce la estratificación. En este momento los ríos son prácticamente el único aporte de nutrientes disponibles en las capas superiores para la producción primaria puesto que en estas fechas los máximos la producción primaria se encontraran localizados en el “máximo profundo de clorofila” (*DCM, deep chlorophyll maximum*) situado entre los 40 y 80 metros (Estrada, 1996). La escorrentía fluvial es por lo tanto un elemento importante en la costa Catalana y se estima que el río Ebro proporciona entre el 10% y el 15% del total de nutrientes presentes en las zonas colindantes a la desembocadura (Salat et al., 2002).

La situación es distinta cuando hablamos de la zona de Baleares, en la que no se observan proliferaciones de fitoplancton. Este área está considerada como una de las más oligotróficas de todo el Mediterráneo (D’Ortenzio y Ribera d’Alcalà, 2009). Esto se debe a la mayor influencia que recibe Baleares del agua superficial procedente del Atlántico, la cual presenta una concentración de nutrientes mucho menor en comparación a la que recibe la costa catalana cuya agua proviene del Golfo de León. Por otra parte, en Baleares no se producen aportes fluviales de agua procedentes de las islas, a diferencia de Cataluña, en la que sí se dan aportes continentales importantes.

2.4.- Impacto antrópico

El Mar Mediterráneo es uno de los mares más afectados por el hombre. A la contaminación provocada por la masificación de sus costas hay que sumarle una importante flota pesquera con un rango de capturas de entre 1,5 y 1,7 millones de toneladas al año (Bazairi et al., 2010). La falta de control y regulación sumada al aumento de la tecnología, motorización, electrónica y esfuerzo pesquero ha provocado una importante reducción de muchos de los stocks del Mediterráneo situándolos en un estado de sobre-explotación (Vasilakopoulos et al., 2014), así como la alteración y destrucción de hábitats provocados por determinadas artes de pesca (ICES-WGECO, 2015).

A pesar de la proximidad de las dos áreas estudiadas, Cataluña y Baleares, se aprecian diferencias significativas en cuanto a actividad pesquera se refiere. La industria pesquera de la zona de Cataluña está dominada por embarcaciones de arrastre (Moranta et al., 2008; Quetglas et al., 2012), mientras que en Baleares son las embarcaciones de pesca artesanal como trasmallos, palangres o potera entre otras son las más

representativas, con cierta presencia de embarcaciones de arrastre pero siendo estas muy inferiores en número respecto a las de la costa catalana (Quetglas et al., 2012). Esta menor explotación de la zona balear se traduce en una mejor conservación de los recursos pesqueros en comparación con la zona peninsular (Quetglas et al., 2012). Por ello, a pesar de que la costa balear tenga una producción primaria inferior a la peninsular, la menor presencia de pesca industrial favorece un mejor estado del ecosistema (Fig. 3).

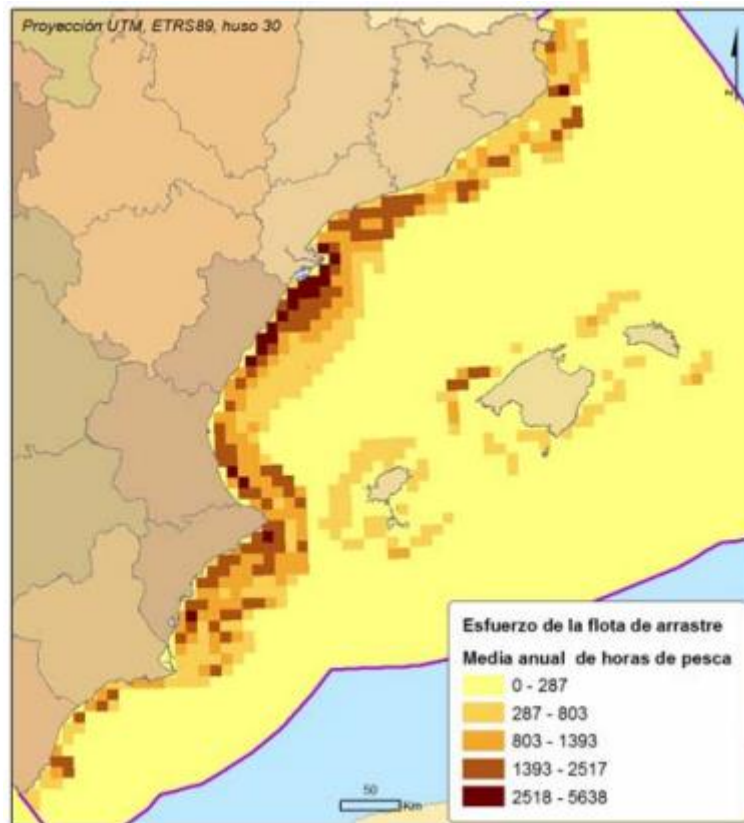


Fig. 3. Distribución de la pesca de arrastre de fondo (MAGRAMA 2012).

2.5.- Muestreo

Las muestras utilizadas se tomaron entre los años 2001 y 2014 para la zona de Baleares y entre 1994 y 2013 para la zona de Cataluña a través de las campañas BALAR y MEDITS a finales de primavera y principios de verano. Los buques utilizados fueron el B/O Francisco de Paula Navarro, el B/O Miquel Oliver y el B/O Cornide de Saavedra. La toma de muestras se realizó mediante pescas experimentales de arrastre utilizando una red distinta a la que se utiliza en la pesca comercial. La red usada es la GOC73 (Fiorentini et al., 1999; Dremiere et al., 1999) que tiene abertura reducida respecto a otras redes de arrastre utilizadas en la zona de estudio, con 16 metros de abertura horizontal y entre 2.7-

3.2 metros de abertura vertical, con una malla de copo de 20 mm. La velocidad de arrastre se mantuvo entre 2.7-3.0 nudos. La duración de los lances en la zona de Baleares fue de 20 minutos en el estrato somero de 50 a 100 y de 30 para el estrato de 101 a 200 metros, para Cataluña se realizaron lances de 30 para los dos estratos estudiados en este estudio. Esta diferencia se debe a que el arte disminuye la eficacia de captura a medida que se va llenando la propia red, por tanto se reducen los tiempos de lance en las estaciones donde históricamente se encontró más abundancia, incluyendo peces, cefalópodos, pero también de algas y otros organismos.

Las pescas se dividieron en estratos de profundidad que comprendían de 50 a 100 metros y de 101 a 200 metros. Se realizaron en 296 estaciones someras, de entre 50 y 100 metros de profundidad, y 205 profundas, de entre 101 y 200 metros de profundidad, en Baleares y 154 someras y 113 profundas en Cataluña (Fig. 1 y Fig. 2). En estas campañas se capturaron históricamente un total de 224 especies. Sin embargo para este estudio, se seleccionaron 88 de ellas correspondientes a las especies que han aparecido cada año en al menos una estación.

2.6.- Cálculo de índices taxonómicos

2.6.1.- Riqueza específica (S)

Denominamos riqueza de especies (S) al número de especies presentes en cada estación de muestreo. Este índice no tiene en cuenta la abundancia relativa de las especies.

2.6.2.- Índice de Shannon-Weaver (H)

El índice de Shannon-Weaver (H) (Shannon y Weaver, 1949) es uno de los más utilizados en cuanto a biodiversidad específica se refiere, y utiliza la riqueza de especies y su abundancia relativa para reflejar la uniformidad de una determinada comunidad. Este índice nos indica el grado de incertidumbre a la hora de seleccionar un individuo al azar de una comunidad. En comunidades muy homogéneas, donde hay una o dos especies que representen prácticamente toda la población el grado de incertidumbre será bajo pues la probabilidad de que la especie seleccionada sea una de las dominantes es muy alta. Por otra parte, si todas las especies están igualmente representadas, la probabilidad de que al escoger un individuo al azar sea de una especie en concreto será mucho más baja. El

índice de Shannon-Weaver tiene un valor de 0, cuando solo hay una sola especie y un máximo cercano a 5 para los ecosistemas con más diversidad, aunque hay situaciones excepcionales en las que se podría superar pues este índice no tiene un máximo definido. Su cálculo se determina siguiendo la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde S representa la riqueza específica y p_i las abundancias relativas de cada especie (i).

2.6.3.- Índice de Simpson (D)

El índice de Simpson (D) (Simpson, 1949) fue el primer índice de diversidad utilizado en estudios ecológicos. Mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados aleatoriamente dentro de una comunidad resulten ser de la misma especie. Permite determinar si existen especies de alto nivel de abundancia en una comunidad ya que está fuertemente determinado por las especies más representadas (Magurran, 1988; Whittaker, 1965). Este índice tiende a disminuir a medida que aumenta la diversidad, para compensar este efecto se realiza el inverso para que así el índice aumente a medida que aumenta la diversidad. Por tanto este índice variará de 0 a 1, donde valores cercanos a 0 indican la presencia de especies muy abundantes y valores cercanos a 1 indicaran más diversidad y más repartición de esta. Su cálculo se determina siguiendo la siguiente fórmula:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i$$

Donde S representa la riqueza específica y p_i las abundancias relativas de cada especie (i).

2.6.4.- Índice de Pielou (J)

El índice de Pielou (J) (Pielou, 1969) mide la equidad (*'evenness'*), es decir, el nivel de diversidad presente en una determinada área en relación a la máxima diversidad que se podría esperar teniendo en cuenta que se considera más diverso un ecosistema si las especies se encuentran en abundancias similares. Por lo tanto este índice, el cual varía de 0 a 1, tendrá un valor de 1 si todas las especies son igualmente abundantes y valores que irán acercándose a 0 así como la distribución de las especies sea menos equitativa y existan especies muy representadas (Magurran, 1988). Cuanto mayor sea el índice de Pielou (J) indicara que las especies están mejor repartidas. Su cálculo se determina siguiendo la siguiente fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'max}$$

Donde H' corresponde al índice de Shannon y $H'max$ ($H'max = \ln S$) representa la diversidad máxima, donde todas las especies presentes estuvieran representadas por igual.

El análisis de los índices de diversidad taxonómica se llevó a cabo mediante la librería Vegan 2.0-1 del programa R (Oksanen, 2017).

2.7.- Densidad total

A parte de los índices de diversidad, también utilizamos para el estudio la densidad total, que corresponde al número de individuos extraídos de todas las especies estudiadas por kilómetro cuadrado.

2.8.- Obtención de la matriz de rasgos vitales

2.8.1.- Rasgos vitales

Como paso previo a los cálculos de los índices de diversidad funcional, fue necesaria la elaboración de una matriz de rasgos vitales. Los rasgos se seleccionaron con el fin de representar de la forma más completa posible las funciones ecológicas más relevantes de los peces seleccionados en relación de su función ecológica en el ecosistema. Para ello se

recopiló información sobre 47 rasgos presentes en 7 categorías, entre los que se utilizaron rasgos tanto cuantitativos como cualitativos.

Como primera fuente de información se utilizaron revisiones bibliográficas y otros artículos que proporcionaban información de rasgos vitales de las especies que componen las comunidades del Mediterráneo. Cuando esta información no estaba disponible en recursos bibliográficos se obtuvo de la base de datos FISHBASE (<http://www.fishbase.org/search.php>). En el caso de algunos rasgos que habían sido determinados por más de un autor en zonas geográficas diferentes, el criterio de elección fue utilizar el de la zona más cercana a nuestra zona de estudio, el Mar Balear. En otros casos en los que los rasgos de algunas especies no habían sido estudiados pero si lo habían sido para especies relacionadas o afines, se usaron dichos valores de las especies relacionadas. En el resto de los casos se consideró que el dato no estaba disponible.

2.8.2.- Rasgos utilizados

Los 47 rasgos vitales usados se pueden agrupar en 7 categorías diferentes: dieta, crecimiento, demografía, hábitat, gregarismo, tipo de natación y morfología.

2.8.2.1.- Dieta

La dieta de las distintas especies es un factor determinante dentro del ecosistema, puesto que en gran medida dirigirá las cadenas tróficas existentes así como el tipo de alimentación de cada especie. Este es un factor muy importante en términos de supervivencia de una determinada especie, sobretodo en situaciones y hábitats muy heterogéneos y cambiantes (Wiedmann et al., 2014). Por ello se ha representado la dieta como una combinación de cinco rasgos, cuatro de ellos cualitativos (**bentívoro**, **planctívoro**, **piscívoro** y **presencia de barbas**) y uno cuantitativo (el **nivel trófico**). Los tres primeros representan el nivel de omnivoría de un organismo determinado, mientras que la presencia de barbas está relacionada con la búsqueda de alimento enterrado en el fango o en zonas de muy baja visibilidad en las que el factor químico es más relevante en la búsqueda de alimento que el factor visual. Por último el nivel trófico está asociado a dos componentes, por un lado la posición del pez en la cadena trófica y por otra parte es un indicativo del tipo de presas que consume.

2.8.2.2.-Características vitales

Hemos considerado 6 rasgos para definir esta categoría que están asociados al crecimiento somático y la madurez: **tasa de crecimiento (k)**, **longitud máxima (L_{max})**, **longitud asintótica (L_{∞})**, **talla de primera madurez (L_{50} de madurez)**, **edad de primera madurez (A_{50} de madurez)** y el **peso medio**.

Para representar el valor del crecimiento hemos usado el valor de **(k)** o **tasa de crecimiento** a partir de la función de crecimiento de von Bertalanffy, el modelo exponencial usado en el crecimiento del pez en función del tiempo de vida. El valor de (k) representara el grado de pendiente de de la función asintótica, o en otras palabras la velocidad con la un pez se acerca a su crecimiento asintótico.

La longitud del pez es un factor importante puesto que en gran medida determinara la posición del mismo dentro de la cadena trófica del ecosistema. Se han utilizado distintos rasgos vitales asociados a la longitud: longitud asintótica (L_{∞}) que se espera que pueda llegar el pez usando la función de crecimiento de von Bertalanffy; la longitud máxima (L_{max}) que representa la longitud máxima encontrada. Esta es importante puesto que las tallas máximas de las distintas especies tienden a variar según el área geográfica. Este índice nos indica exactamente cuál ha sido el mayor ejemplar del que se tiene constancia en la zona de estudio.

Puesto que las formas de los peces son muy cambiantes, es imposible determinar el tamaño solo midiendo la longitud del pez. Por ello es necesario tener información adicional del tamaño del pez teniendo en cuenta el **peso medio**, que se calculó a partir de observaciones, dividiendo la biomasa total por la abundancia encontrada.

Como indicadores de madurez se usó la longitud de la primera madurez (**L_{50} de madurez**) y la edad (**A_{50} de madurez**) las cuales representan la talla y edad a la que el 50 % de los individuos son maduros.

2.8.2.3.- Demografía

Dentro de esta categoría se han incluido tres rasgos (**esperanza de vida, fecundidad y resiliencia**). La **esperanza de vida** es el tiempo estimado (en años) que puede vivir un pez de una determinada especie. La esperanza de vida se ve afectada negativamente por el esfuerzo pesquero. Por lo general en una zona con gran impacto pesquero encontraremos menos cantidad de especies de una larga esperanza de vida o que estas presenten una talla media muy inferior a la que presentarían en una zona con un bajo impacto pesquero.

La **fecundidad** es un rasgo de vital importancia pues determina el número de huevos depositados cada año, y es una referencia de la capacidad de respuesta de una especie a alteraciones de su hábitat ya sean antrópicas o de carácter natural. Las especies con menor fecundidad son por lo general más vulnerables a impactos externos como la pesca.

El nivel de **resiliencia** es indicativo del grado de recuperación o productividad de una determinada especie (Musick, 1999). Estas estimas se calculan a partir de la edad máxima, edad de la primera madurez, crecimiento y tasa de fecundidad de la especie y son vitales para determinar el grado de vulnerabilidad de las mismas (Musick, 1999).

2.8.2.4.- Gregarismo

El **gregarismo** corresponde a la tendencia del pez a la formación de bancos, los cuales responden normalmente a formaciones de defensa frente a la depredación. Sin embargo, los bancos de peces también suponen en muchos casos el transporte de materia entre distintos ensamblajes y comunidades pues, como norma general, los peces que forman bancos tienden a desplazarse más y a mayor distancia que otros peces. Al desplazarse forzosamente tienen que abandonar las zonas más protegidas en las que normalmente vivirían, y por lo tanto el hecho de formar un banco es una forma de protegerse frente a depredadores.

2.8.2.5.- Hábitat

Se han incluido los siguientes rasgos asociados al hábitat: **adultos pelágicos, adultos demersales, huevos pelágicos, huevos demersales, ovovivíparos, rango de profundidad bajo, medio y alto, y sustrato blando y duro.**

En lo que a su comportamiento adulto se refiere, se han dividido las especies en **pelágicas** y **demersales**. La importancia de las especies pelágicas o demersales reside en los flujos de energía y materia entre distintas áreas geográficas o dentro de la columna de agua. Esto nos proporciona información sobre el nivel de la columna de agua en el que obtienen su alimento, y en definitiva sobre qué niveles de producción se está alimentando (Wiedmann et al., 2014). También es relevante en los procesos de transporte de materia y energía. Muy pocas especies son completamente pelágicas, en muchos casos se alimentarán cerca del fondo o compartirán presas con especies más demersales por lo que se producirá un transporte hacia capas más altas.

La ubicación de los huevos **pelágicos, demersales** u **ovovivíparos** supone un rasgo importante por dos razones. Por una parte, esta característica está asociada a los intercambios de energía al ser muchos de estos huevos consumidos por otros peces de niveles tróficos distintos aunque también está determinado en gran medida por el grado de dispersión de estos (Wiedmann et al., 2014).

El **rango de profundidad** nos determina la capacidad de un pez de ocupar distintos grados de profundidad lo cual será determinante a la hora que ocupe hábitats distintos. También nos da información sobre sus posibles migraciones de una profundidad a otra según la época del año. Todo ello es determinante en términos de transporte de energía entre distintos hábitats. Se ha dividido el rango de profundidad en tres rasgos distintos, **rango de profundidad bajo** <100 m, **rango de profundidad medio** 100-200 m y **rango de profundidad alto** >200 m.

El **tipo de sustrato (blando o duro)** será importante al determinar qué zonas serán habitadas por una especie u otra.

2.8.2.6.- Tipo de natación

La clasificación del tipo de natación que hemos utilizado se basa en la proporción del pez que queda inmóvil durante el movimiento del mismo, es decir qué porcentaje del cuerpo del pez se mueve al nadar. Se han dividido los tipos de natación en ocho modos (rasgos) distintos: **carangiformes, subcarangiformes, anguiliformes, rajiformes, diodontiformes, ostraciformes, balistiformes** y **amiiformes** (www.fishbase.org, VEASE ANEXO).

2.8.2.7.- Morfometría

La forma del cuerpo o estructura morfológica influye en su velocidad de desplazamiento, su capacidad de esconderse o camuflarse y en muchos casos determina el sistema de obtención de alimento ya sea de captura en aguas libres, emboscada, entre otros (Wainwright, 1994). Por ello se han dividido los cuerpos de las distintas especies en 5 categorías: **forma alargada, anguiliforme, plana, normal y comprimida** (www.fishbase.org, VEASE ANEXO).

Como rasgo morfométrico se ha incluido el tipo de aleta caudal. Como norma general, cuanto más nadador sea el pez, este tenderá a tener una aleta caudal más rígida, pero más reducida en superficie. En cambio, los peces más demersales tenderán a presentar aletas caudales más anchas y mucho más flexibles. Por ello se han dividido en

6 los tipos de aleta caudal: **aleta caudal continua, redondeada, truncada, emarginada, escotada y heterocerca** (www.fishbase.org, VEASE ANEXO).

2.9.- Cálculo de la diversidad funcional

Una vez obtenidos todos los datos se organizó una matriz de rasgos que luego fue necesario estandarizar y pre-tratar previo al cálculo de los indicadores de diversidad funcional. Al considerar tanto rasgos cuantitativos como cualitativos fue necesario realizar una ponderación de los datos para evitar que algunos rasgos aparezcan sobrerrepresentados u otros pierdan su relevancia. Por ello, la ponderación se hizo con el objetivo de que todos los rasgos tuvieran la misma importancia dentro del estudio y que el tipo de unidades de medida de cada rasgo no fuese relevante. Para ello, los datos cuantitativos se estandarizaron a valores entre 0 y 1.

A continuación, utilizamos la matriz de datos ya estandarizados para crear el espacio multidimensional donde los valores de rasgos actúan como coordenadas dentro del propio espacio funcional, siendo cada rasgo uno de los ejes. El espacio dimensional definido por los ejes de los rasgos determinara el nicho funcional de la especie. Puesto que no se puede determinar la diversidad funcional con un solo índice, se utilizaron cuatro índices distintos, cada uno de los cuales nos aportaría una parte de la información necesaria para el análisis de la comunidad. Los índices de diversidad funcional utilizados nos indicarán la cantidad de espacio funcional ocupado y su distribución, es decir si existen partes dentro del espacio funcional que estén más ocupadas que otras. La riqueza funcional (FRIC) indica la cantidad de espacio funcional ocupado por la comunidad, mientras que la divergencia funcional (FDIV), dispersión funcional (FDIS) y uniformidad funcional (FEVE) miden la distribución de la abundancia dentro del espacio funcional.

2.9.1.- Riqueza funcional (FRIC)

La riqueza funcional (FRIC) mide todo el espacio funcional ocupado por la comunidad en el cual están presentes todos los rasgos de todas las especies (Cornwell et al., 2006; Villéger et al., 2008), es decir cuan variados son los valores correspondientes a cada uno de los rasgos estudiados en la comunidad.

Para calcular la riqueza funcional el número de especies debe ser superior al número de rasgos utilizados en el estudio. El análisis de riqueza funcional no tiene en

cuenta las abundancias relativas de las especies puesto que simplemente engloba todos los rasgos y sus valores dentro del espacio funcional sin tener en cuenta la proporción de estos en la comunidad estudiada. Por ejemplo, en el caso de realizar un estudio basado en un solo rasgo la riqueza funcional será simplemente la diferencia entre el valor más bajo y el valor más alto del estudio (Mason et al., 2005).

2.9.2.- Divergencia funcional (FDIV)

La divergencia funcional (FDIV) mide la distribución de la abundancia dentro del espacio funcional ocupado y la regularidad de dicha distribución. Nos permitirá averiguar si las especies cuyos rasgos se encuentran más cerca del centro de gravedad del espacio funcional, donde los rasgos actúan como coordenadas, son las más abundantes. Este centro de gravedad se calcula sin tener en cuenta las abundancias relativas de las especies (Villéger et al., 2008). En otras palabras, FDIV nos indica si las especies con rasgos más comunes son también las especies más abundantes o por el contrario estas presentan rasgos con valores más extremos. El valor de FDIV oscilará siempre entre 0 y 1. Encontramos niveles de FDIV bajos, cercanos a 0, cuando los rasgos funcionales de las especies más representadas se encuentren cerca del centro del espacio funcional. Si las especies más abundantes presentasen valores extremos entonces FDIV tendría valores más cercanos a 1 (Villéger et al., 2008). FDIV se verá afectado por las abundancias relativas lo que implica que la contribución funcional de cada especie se ve afectada por su abundancia relativa.

2.9.3.- Dispersión funcional (FDIS)

La dispersión funcional (FDIS) (Anderson, 2006; Laliberté y Legendre, 2010) es la distancia media de todas las especies al centro de gravedad del espacio funcional teniendo en cuenta las abundancias relativas. Describe el grado de heterogeneidad de los rasgos funcionales de una comunidad.

La dispersión funcional aumenta con el incremento del número de procesos ecológicos ya que estos producen una mayor diferenciación del ecosistema. Esto inducirá a las especies a la diferenciación para así minimizar la competencia entre ellas. Un mayor valor de dispersión funcional indicará que existe una adaptación por parte de los

organismos al ecosistema, lo que implicará una mayor resistencia a la hora de recibir especies invasoras puesto que existen un mayor número de nichos ocupados. Por otra parte, si se produce una pérdida de especies es probable que se produzca una mayor pérdida de diversidad funcional ya que una dispersión funcional alta implica que algunas funciones del ecosistema estén estrictamente ligadas a un número reducido de especies.

2.9.4.- Uniformidad funcional (FEVE)

La diversidad de una comunidad raramente estará igualmente distribuida. Algunas especies presentarán una gran abundancia mientras que otras apenas si estarán presentes. Por ello es importante analizar el grado de uniformidad de la comunidad para averiguar en qué grado la comunidad es más o menos homogénea. La uniformidad funcional (FEVE) es un índice que nos describirá la distribución de las abundancias dentro del espacio funcional de la comunidad. En este caso, también se tienen en cuenta las abundancias relativas de las especies (Mason et al., 2005), es decir cual la distribución de total de individuos en el espacio del nicho. El valor de FEVE variará entre 0 y 1, siendo 1 cuando todas las especies estén igualmente representadas y se acercara a 0 a medida que exista la presencia de especies con valores muy altos de densidad, o exista la presencia de varias especies de alta abundancia cuyos valores funcionales sean muy similares (Villéger et al., 2008). FEVE no se ve afectada por la riqueza de especies.

Ya que FEVE incluye en su análisis las abundancias relativas de cada especie a diferencia de FRIC. Cuanto mayor sea su abundancia mayor será el peso funcional de la especie dentro del análisis. Al igual que los índices taxonómicos de diversidad, el análisis de los índices de diversidad funcional se llevó a cabo mediante la librería Vegan 2.0-1 del programa R (Oksanen, 2017).

2.10.- Análisis estadísticos

Con el fin de comparar los patrones medios de cada índice para los dos estratos y zonas estudiadas se utilizó el test paramétrico de la *t*-Student.

Para comparar la covariación de índices taxonómicos y funcionales así como de la densidad de individuos entre los dos estratos batimétricos estudiados se realizó una matriz de correlación usando correlaciones de Pearson.

Por último, con el fin de investigar si existe segregación batimétrica y espacial entre los índices clásicos taxonómicos y los índices de diversidad funcional desde un punto de vista multivariante, se utilizó un NMDS (*non-metric multidimensional scaling*). Con este análisis se pretende determinar si existe segregación entre los índices clásicos y los índices de diversidad funcional en cada área de estudio. Del mismo modo, se investiga también si existe una separación de los índices taxonómicos y funcionales profundos y someros, así como entre las dos zonas estudiadas, Cataluña y Baleares.

3.- Resultados

3.1.- Rasgos vitales

La matriz de rasgos vitales es la base de este estudio, sin embargo debido a su dimensión se presenta en el Apéndice. A continuación se presenta un resumen de los rasgos vitales utilizados (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedio de todas las especies y su desviación estándar de los rasgo utilizados en la matriz de rasgos vitales

RASGO VITAL	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR
Nivel trófico medio	3,71	0,38
Bentívoros	96,34%	0,19
Planctívoros	13,41%	0,34
Piscívoros	68,29%	0,47
Lmax	52,81	47,82
Loo	54,31	51,99
L50 madurez	29,93	24,66
A50 madurez	4,05	2,92
Esperanza de vida	11,93	7,61
Crecimiento(k)	0,29	0,27
Fecundidad	382608,28	1093877,49
Gregarismo	25,00%	0,44
Pelágico (adultos)	19,51%	0,40
Demersal (adultos)	93,90%	0,24
Pelágico (huevos)	73,33%	0,45
Demersal (huevos)	20,00%	0,40
Ovovivíparos	6,67%	0,25
Rango de profundidad bajo (>100m)	6,17%	0,24
Rango de profundidad medio (100-200m)	8,64%	0,28
Rango de profundidad alto (>200m)	86,42%	0,34
Sustrato blando	89,04%	0,31
Sustrato duro	39,73%	0,49
Barbas	7,32%	0,26
Carangiformes	26,83%	0,45
Subcarangiformes	35,37%	0,48
Anguiliformes	17,07%	0,38
Rajiformes	10,98%	0,31

Diodontiformes	3,70%	0,19
Ostraciformes	2,44%	0,16
Balistiformes	1,22%	0,11
Amiiformes	2,44%	0,16
Resiliencia	5,47	4,11
Peso medio (<10g)	14,63%	0,36
Peso medio (>10g)	47,56%	0,50
Peso medio (>100g)	24,39%	0,43
Peso medio (>500g)	9,76%	0,30
Peso medio (>1000g)	3,66%	0,19
Aleta caudal continua	19,51%	0,40
Aleta caudal redondeada	34,15%	0,48
Aleta caudal truncada	13,41%	0,34
Aleta caudal emarginada	10,98%	0,31
Aleta caudal escotada	15,85%	0,37
Aleta caudal heterocerca	6,10%	0,24
Cuerpo anguiliforme	2,44%	0,16
Cuerpo alargado	51,22%	0,50
Cuerpo plano	23,17%	0,42
Cuerpo normal	20,73%	0,41
Cuerpo comprimido	2,44%	0,16

3.2.- Variación espacial y temporal de los índices

3.2.1.- Índices densidad y diversidad taxonómica

En estrato comprendido entre los 50 y 100 metros de profundidad no se observaron variaciones temporales en la densidad total de individuos en ninguna de las dos zonas de estudio, Baleares y Cataluña (Fig. 4). La riqueza específica (S) sí sufrió leves oscilaciones tanto en Baleares como en Cataluña pero más pronunciadas en esta última. Los índices de Shannon (H), Simpson (D) y Pielou (J) presentaron valores relativamente constantes en aguas de Baleares, mientras que en Cataluña sus valores presentan claras oscilaciones durante el periodo de estudio ya que estos índices presentan una clara influencia por la riqueza específica (S).

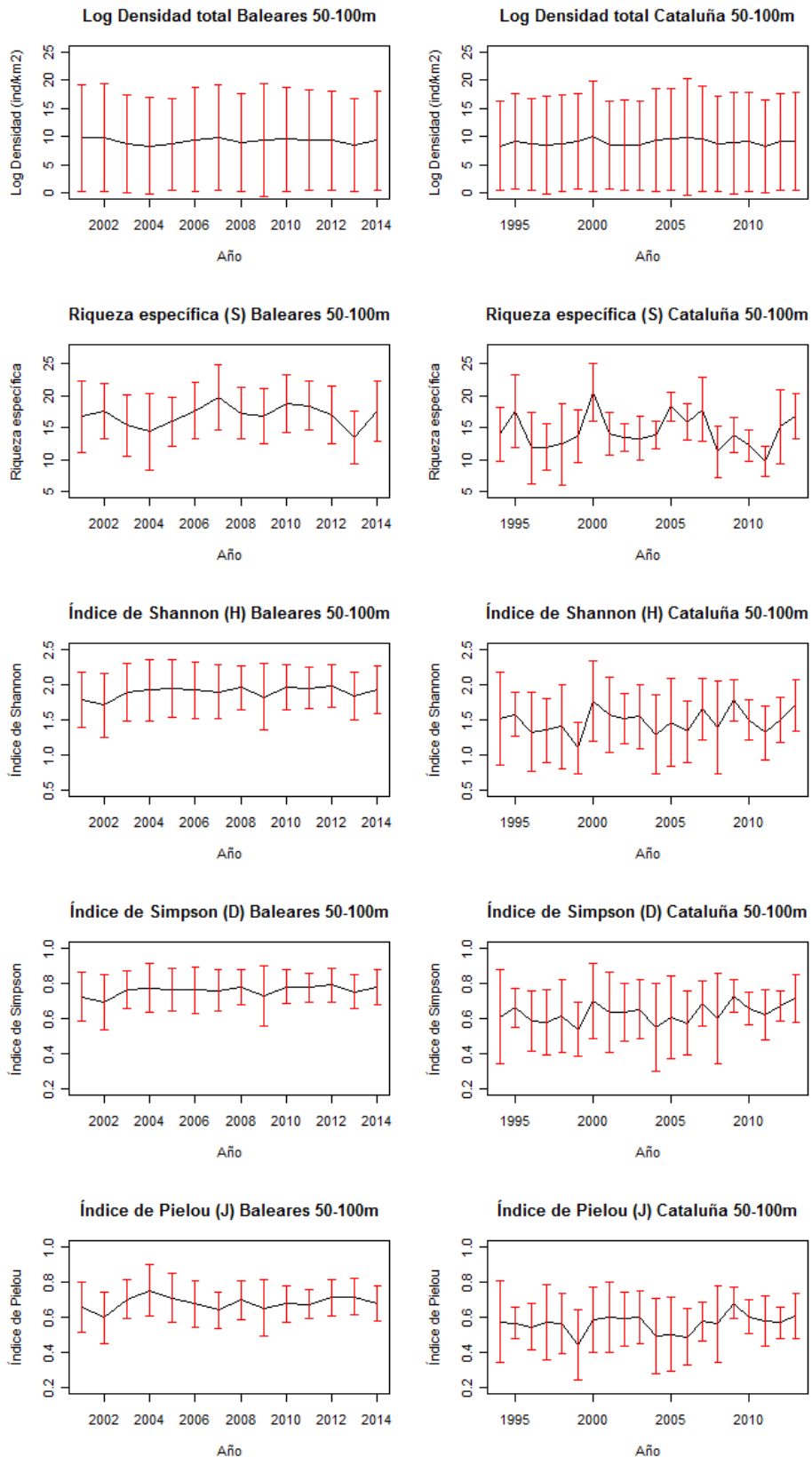


Fig. 4. Series temporales de la densidad de individuos y de los índices taxonómicos clásicos (riqueza específica, S; índice de Shannon, H; índice de Simpson, D; índice de Pielou, J) del estrato somero. Gráficas a la derecha representan valores de Baleares y gráficas a la izquierda de Cataluña. Los puntos indican las medias de todas las estaciones y las barras de error las desviaciones estándar.

En cuanto al estrato profundo, comprendido entre los 101 y 200 metros de profundidad, la densidad de individuos tampoco muestra grandes fluctuaciones ni tendencias en ninguna de las dos zonas de estudio (Fig. 5). La riqueza específica (S) se mantuvo ligeramente constante con leves oscilaciones en Baleares al contrario de la zona de Cataluña donde vemos que las oscilaciones de número de especies son mucho más pronunciadas. Para Baleares los índices de Shannon (H), Simpson (D) y Pielou (J) no sufrieron grandes cambios aunque si presentaron algunas oscilaciones. Puesto que para el año 1998 solo se dispone de una estación para el estrato profundo de Cataluña, dicho año se ha eliminado del estudio puesto que supone una alteración de los datos.

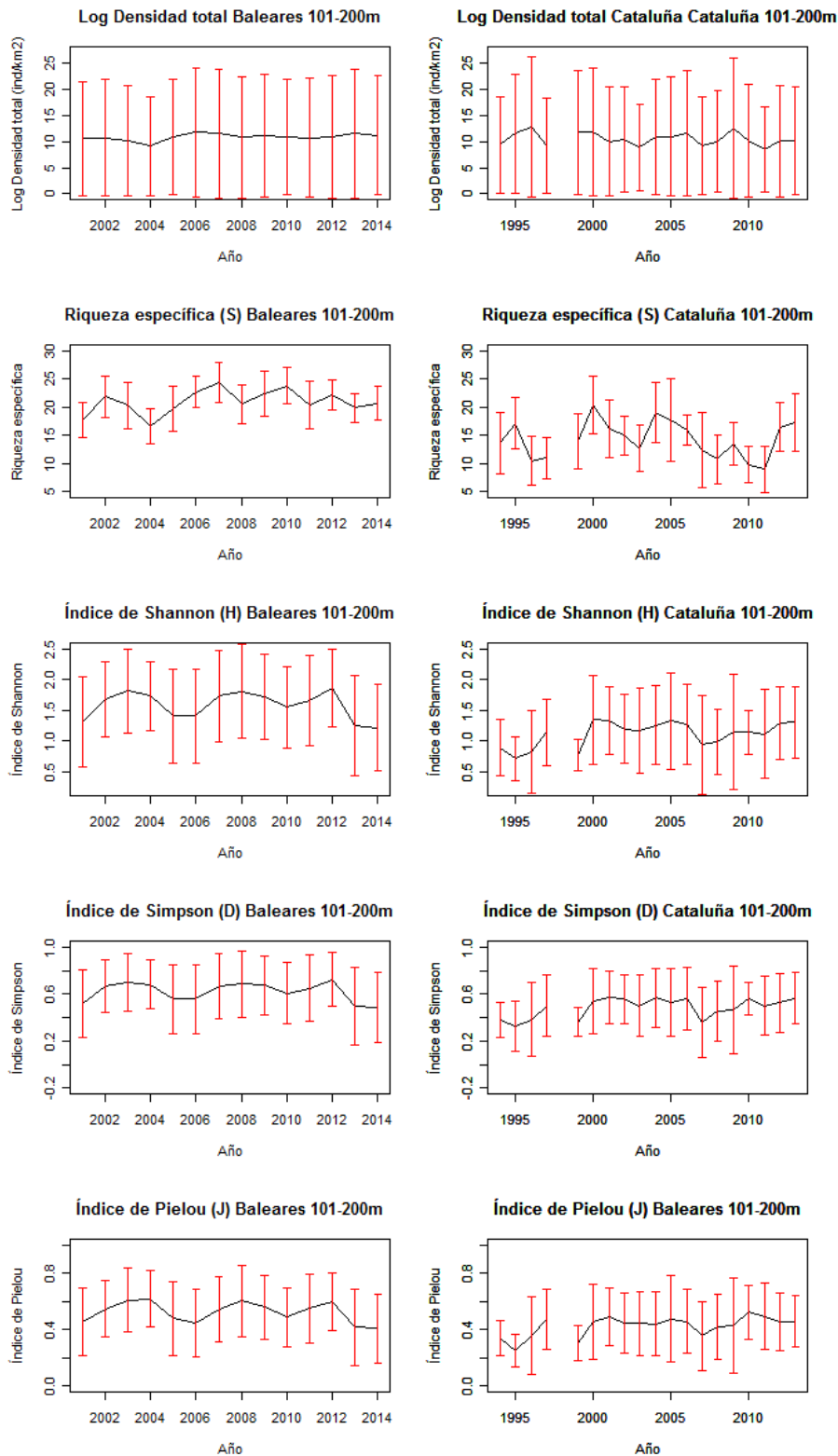


Fig. 5. Series temporales de la densidad de individuos y de los índices taxonómicos clásicos (riqueza específica, S; índice de Shannon, H; índice de Simpson, D; índice de Pielou, J) del estrato profundo. Las gráficas a la derecha representan los valores de Baleares y las gráficas a la izquierda las de Cataluña. Los puntos indican las medias de todas las estaciones y las barras de error las desviaciones estándar.

En cuanto a los valores promedios por estrato y zona de estudio (Fig. 6), la densidad total de individuos en los dos estratos fue muy similar en las dos zonas estudiadas ($t = -1.06$, $p > 0.05$). Sin embargo los todos los indicadores de diversidad taxonómica muestra diferencias geográficas con valores más altos en el archipiélago Balear tanto para el estrato somero como para el profundo. La riqueza de especies fue significativamente superior en Baleares ($t = -3.34$, $p < 0.005$) así como los índices de Shannon (H, $t = -9.45$, $p < < 0.001$), Simpson (D, $t = -9.23$, $p < < 0.001$) y Pielou (J, $t = -7.6$, $p < < 0.001$) que se mostraron significativamente superiores.

También se observa que la riqueza específica en Baleares fue superior en el estrato profundo (S, $t = -5.55$, $p < < 0.001$), sin embargo, los demás índices de diversidad, Shannon (H, $t = 4.96$, $p < < 0.001$), Simpson (D, $t = 6.1$, $p < < 0.001$) y Pielou (J, $t = 7.2$, $p < < 0.001$) fueron más altos en el estrato somero. En el caso de Cataluña, la riqueza de especies no mostró diferencias entre los dos estratos (S, $t = 0.29$, $p > 0.05$) pero al igual que ocurre en Baleares los demás índices taxonómicos se mostraron más altos en el estrato somero, Shannon (H, $t = 5.45$, $p < < 0.001$), Simpson (D, $t = 5.37$, $p < < 0.001$) y Pielou (J, $t = 5.85$, $p < < 0.001$).

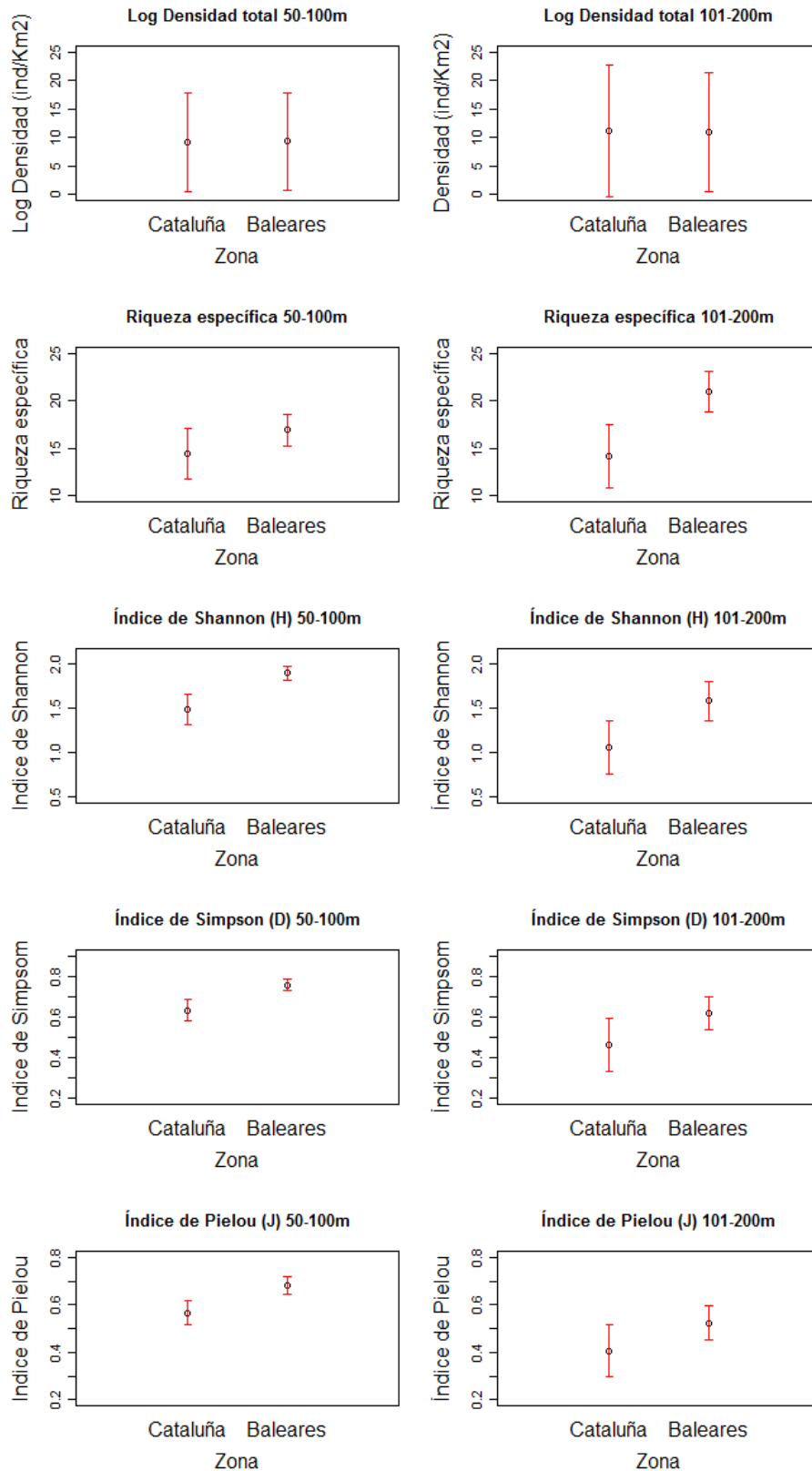


Fig. 6. Valor medio para las dos zonas de estudio de la densidad de individuos y de los índices taxonómicos clásicos (riqueza específica, S; índice de Shannon, H; índice de Simpson, D; índice de Pielou; J). Gráficas a la derecha representan el estrato somero y gráficas a la izquierda representan el estrato profundo. Los puntos indican las medias de todas las estaciones y las barras de error las desviaciones estándar.

3.2.2.- Índices de diversidad funcional

El estrato somero, entre 50 y 100 metros de profundidad (Fig. 7), mostró ciertas variaciones de riqueza funcional (FRIC) a lo largo de los años de estudio, los cuales fueron más notables en Cataluña que en Baleares. En el resto los indicadores se puede observar un patrón temporal bastante similar donde los índices de divergencia funcional (FDIV), dispersión funcional (FDIS), y uniformidad funcional (FEVE) son más estables en el mar de Baleares que en la parte de Cataluña donde muestran mayor heterogeneidad dentro de cada año (i.e. mayor incertidumbre [varianza]), debido probablemente a una mayor variabilidad espacial.

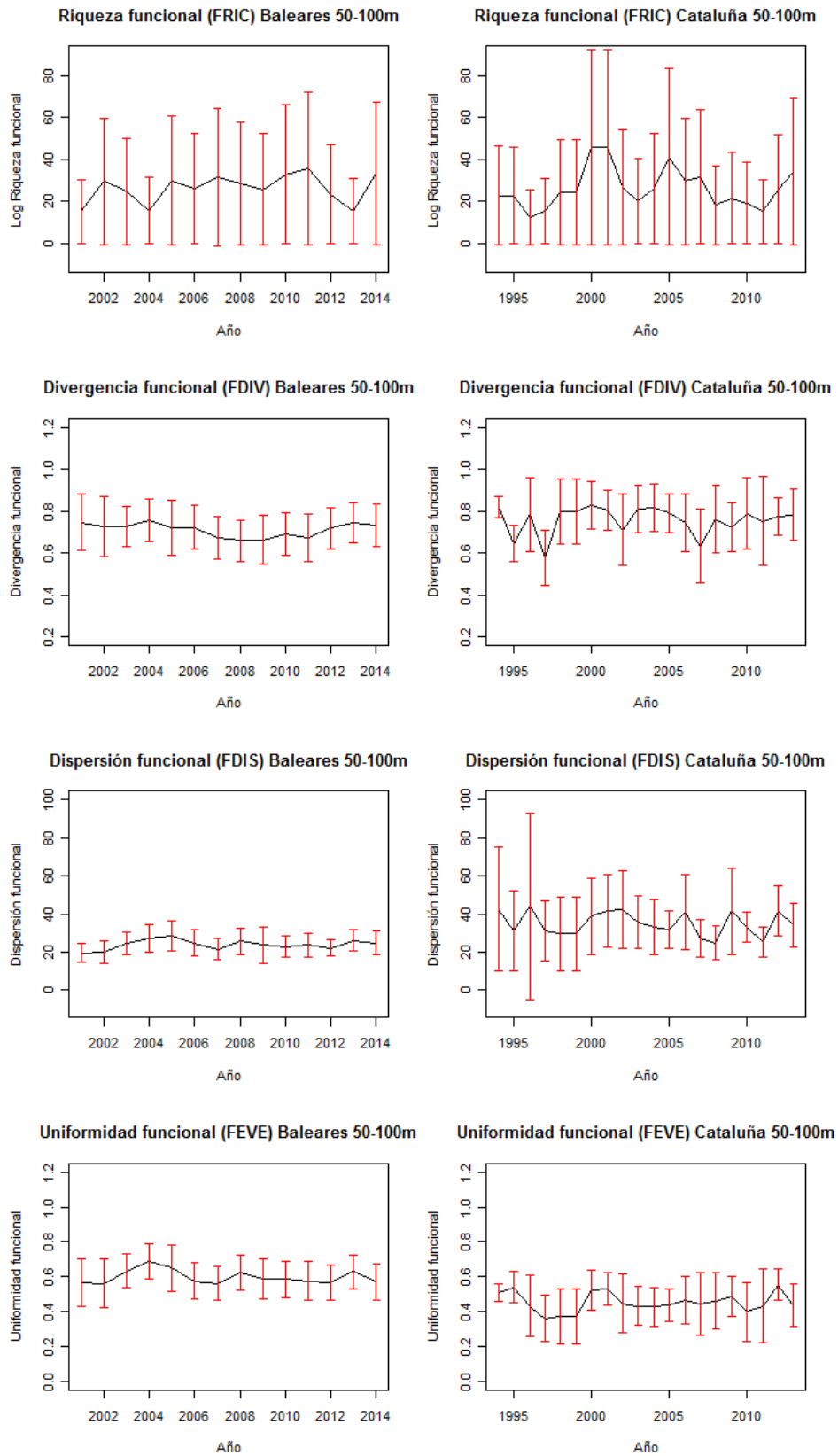


Fig. 7. Series temporales de los índices funcionales (logaritmo de la riqueza funcional, FRIC; divergencia funcional, FDIV; dispersión funcional, FDIS; uniformidad funcional, FEVE) del estrato somero. Las gráficas a la derecha representan los valores de Baleares y las gráficas a la izquierda los de Cataluña. Los puntos indican las medias de todas las estaciones y las barras de error las desviaciones estándar.

Para el estrato profundo (Fig. 8), de 101 a 200 metros, la riqueza funcional (FRIC) presenta oscilaciones del mismo orden en las dos zonas estudiadas. En la zona de Cataluña, sin embargo, se aprecia un aumento de este índice a partir del año 2000 consistente con el patrón sugerido por los índices taxonómicos. Los valores de divergencia funcional (FDIV), dispersión funcional (FDIV), y uniformidad funcional (FEVE) sufrieron leves oscilaciones en consonancia con las presentadas por la riqueza funcional (FRIC) tanto en Baleares como en Cataluña. En Cataluña dichas variaciones fueron ligeramente más pronunciadas, a la vez que también se aprecia un cambio de patrón medio en estos índices a partir del año 2000.

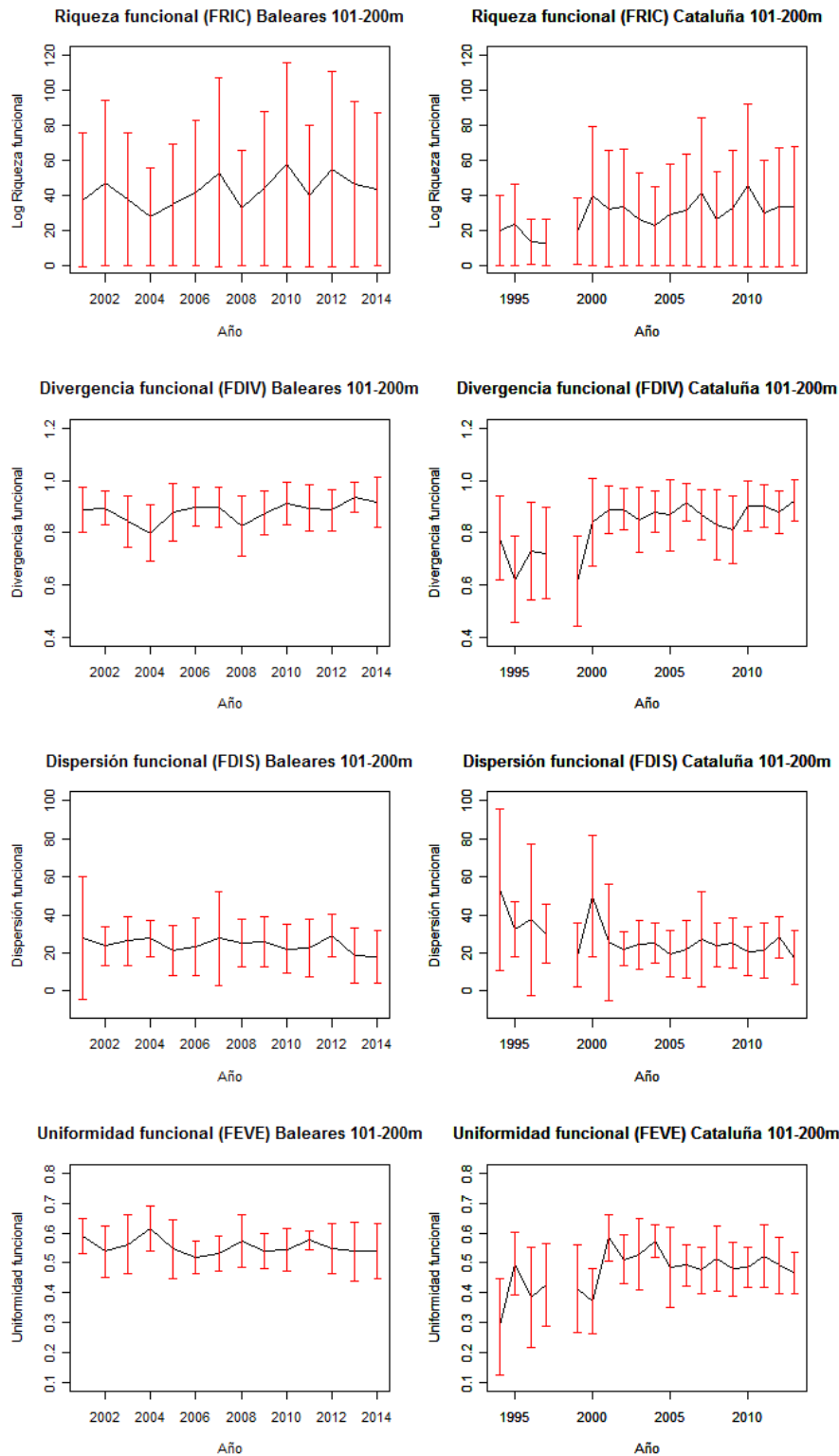


Fig. 8. Series temporales de los índices funcionales (logaritmo de la riqueza funcional, FRIC; divergencia funcional, FDIV; dispersión funcional, FDIS; uniformidad funcional, FEVE) del estrato profundo. Gráficas a la derecha representan valores de Baleares y gráficas a la izquierda de Cataluña. Los puntos indican las medias de todas las estaciones y las barras de error las desviaciones estándar.

En cuanto a las diferencias de los patrones promedio (Fig. 9) no se observaron diferencias significativas en la riqueza funcional (FRIC) en ninguno de los estratos ($t=1.46$, $p>0.05$ para el estrato de 50-100, y $t=-1.07$, $p<0.05$ para el de 101-200 m).

Para el estrato somero se aprecian valores significativamente más altos de divergencia funcional (FDIV) ($t=2.63$, $p<0.05$) y dispersión funcional (FDIS) ($t=7.09$, $p<<0.001$) en aguas de Cataluña, mientras que la uniformidad funcional (FEVE) se mantuvo significativamente más elevada en aguas de Baleares ($t=-8.76$, $p<<0.001$).

El estrato profundo presentó valores significativamente más altos de uniformidad funcional (FEVE) ($t=-4.79$, $p<<0.001$) para la zona de Baleares al igual que para el estrato somero. Por el contrario, la dispersión funcional (FDIS) si bien fue más alta en Cataluña, no se apreciaron diferencias significativas ($t=0.82$, $p>0.05$). Lo contrario se observó con divergencia funcional (FDIV) en el estrato somero, sus valores fueron más altos en Baleares aunque dichos valores no presentaron diferencias significativas ($t=-1.9$, $p>0.05$).

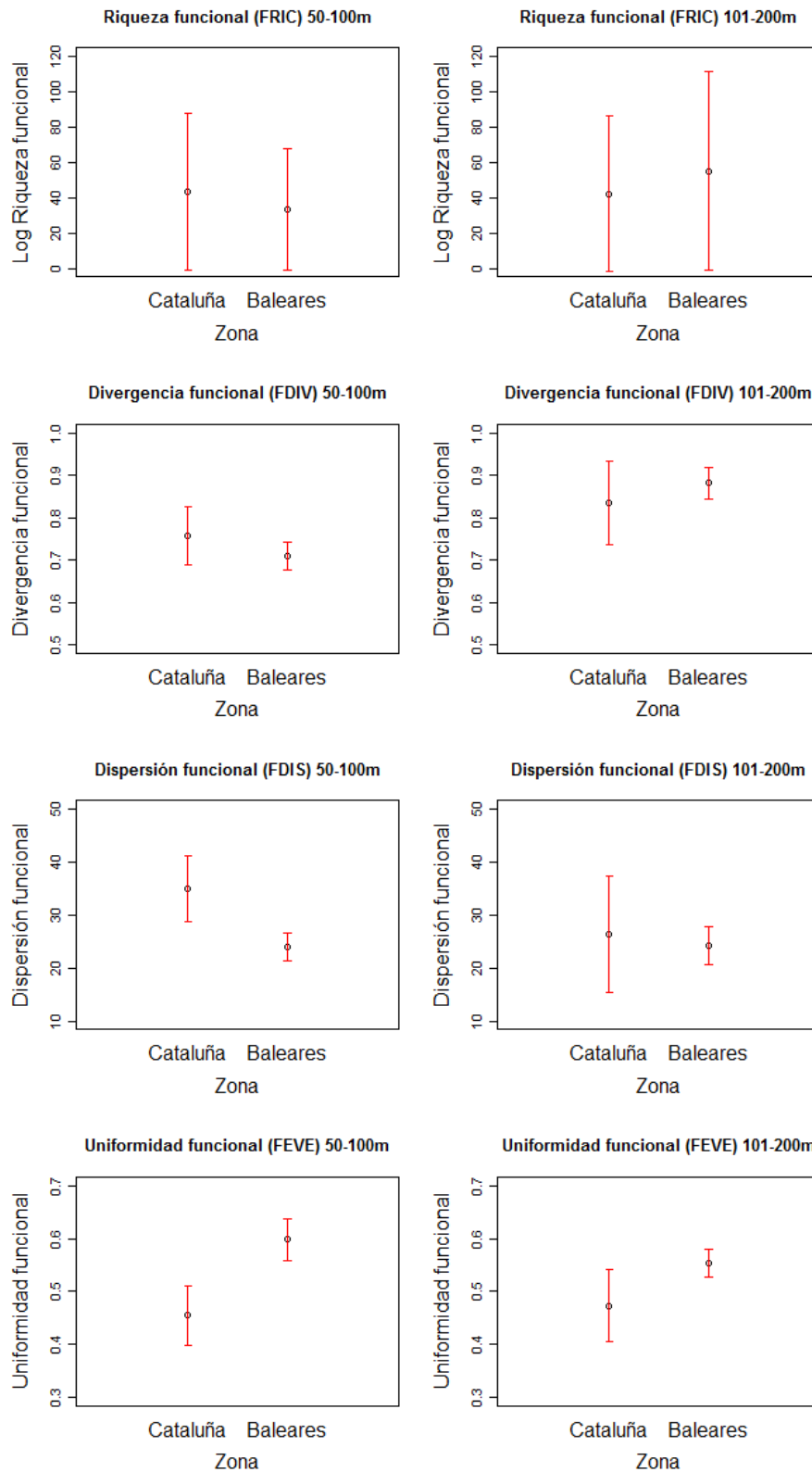


Fig. 9. Valor medio para las dos zonas de estudio de los índices funcionales (logaritmo de la riqueza funcional, FRIC; divergencia funcional, FDIV; dispersión funcional, FDIS; uniformidad funcional, FEVE). Las gráficas de la derecha representan el estrato somero y las de la izquierda el estrato profundo. Los puntos indican las medias de todas las estaciones y las barras de error las desviaciones estándar.

3.3.- Correlaciones entre los estratos profundo y somero

Al correlacionar las series temporales realizadas en Cataluña se observó una correlación significativa en la riqueza específica (S) de los dos estratos estudiados, ($cor=0.78$, $p<<0.001$). El mismo patrón se ha observado en Baleares donde la riqueza específica de los dos estratos también presenta una correlación significativa de ($cor=0.005$, $p<0.005$). Los dos estratos presentan los mismos periodos de alta y baja diversidad, con excepción del año 2011 donde se aprecia un descenso de diversidad en el estrato profundo que no se ve representado en el estrato somero. No se observó ningún patrón correlativo para el resto de los índices taxonómicos ni funcionales entre los distintos estratos de profundidad.

3.4.- Correlación entre índices taxonómicos y funcionales

Para el estrato somero, en zona de Cataluña solo se encontró una correlación significativa entre los índices taxonómicos y funcionales observada entre el índice de Shannon (H) y la uniformidad funcional (FEVE) ($cor=0.55$, $p<0.05$). También se encontró correlación significativa entre la densidad total de individuos y la riqueza específica (S) ($cor=0.79$, $p<<0.01$). Para su estrato profundo, no se encontraron correlaciones entre índices taxonómicos y funcionales, ni de ellos con la densidad de individuos.

Por el contrario, en el archipiélago Balear encontramos hasta 19 correlaciones significativas entre índices de diversidad funcional e índices taxonómicos y los valores de densidad total de individuos, tanto para el estrato somero como en el profundo (Tabla 2).

Tabla 2. Correlaciones encontradas entre los distintos índices taxonómicos, funcionales y la densidad de individuos para la zona de Baleares.

	50-100 m	101-200 m
Densidad total-(S)	$cor=0.76$; $p<0.005$	$cor=0.56$; $p<0.05$
Densidad total-(J)	$cor=-0.66$; $p<0.05$	$cor=-0.57$; $p<0.05$
Densidad total-FDIV	NS	$cor=0.65$; $p<0.05$
Densidad total-FDIS	$cor=-0.89$; $p<<0.001$	NS
Densidad total-FEVE	$cor=-0.89$; $p<<0.001$	$cor=0.78$; $p<0.005$
(S)-FDIV	$cor=-0.64$; $p<0.05$	NS
(S)-FEVE	$cor=-0.74$; $p<0.005$	$cor=-0.80$; $p<<0.001$
(H)-FDIV	NS	$cor=-0.61$; $p<0.05$
(H)-FDIS	NS	$cor=-0.71$; $p<0.005$
(D)-FDIV	NS	$cor=-0.60$; $p<0.05$
(D)-FDIS	NS	$cor=0.70$; $p<0.005$
(J)-FDIV	NS	$cor=-0.77$; $p<0.005$

(J)-FDIS	cor=0.75; p<0.005	cor=0.72; p<0.005
(J)-FEVE	cor=0.77; p<0.005	NS

3.5.- Análisis discriminante de todos los índices

Los análisis discriminantes de escalamiento multidimensional (*non metric multidimensional scaling* NMDS) que se realizaron para los índices para Cataluña, Baleares y la combinación de las dos zonas no mostró evidencias de ningún tipo de segregación de tipo batimétrico o geográfico, ni tampoco entre los distintos tipos de índices, taxonómicos y funcionales (Fig. 10).

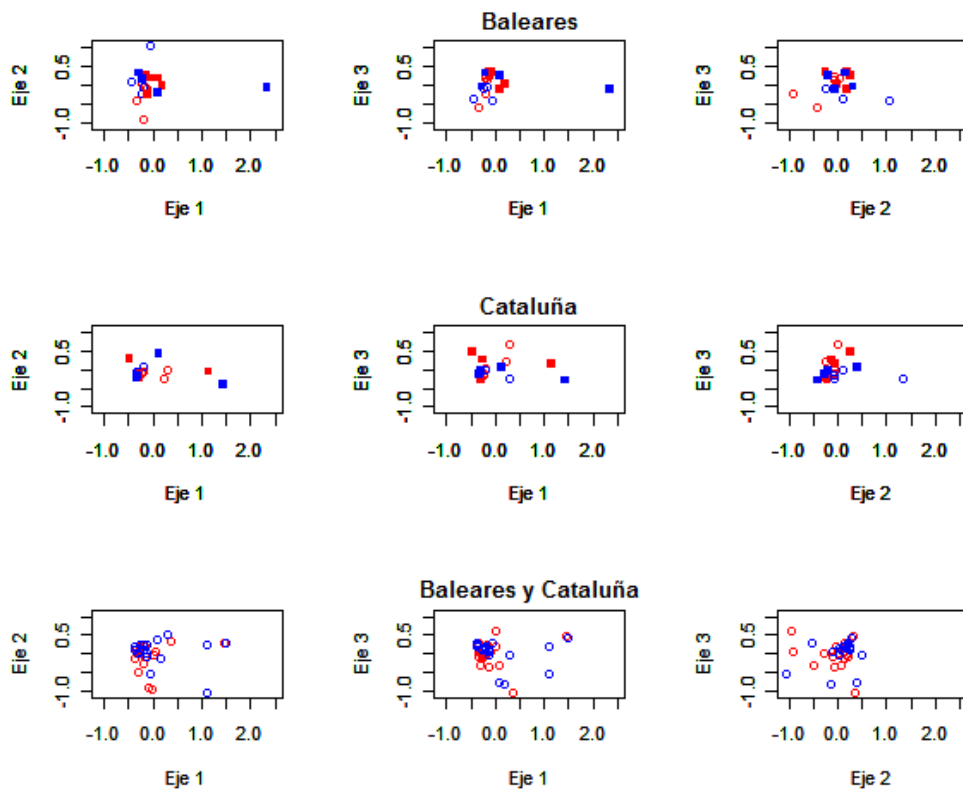


Fig. 10. Combinación de los tres ejes del análisis discriminante (NMDS) para Baleares (arriba), Cataluña (centro) y la combinación entre Cataluña y Baleares (abajo). El símbolo circular indica el estrato somero y el cuadrado el profundo, mientras que los símbolos rojos indican valores taxonómicos y los azules funcionales. Ninguno de los tres análisis discriminantes muestra segregación batimétrica, geográfica o de tipo de índices.

4.- Discusión

Los estudios basados en diversidad funcional son todavía muy escasos en comparación con los estudios de diversidad basados en índices clásicos. Sin embargo, el esfuerzo de investigación sobre la funcionalidad de las distintas especies y componentes de los sistemas marinos ha incrementado considerablemente en los últimos años. A pesar de la mejor resolución de la diversidad funcional, una revisión de 446 estudios determino que el 94% de ellos se realizó basado en términos de riqueza de especies o mediante grupos funcionales (Balvanera et al., 2006). Aunque el presente estudio no es el primero en estudiar diversidad funcional en el Mediterráneo (Granger et al., 2015; Ferriols et al., 2017), si es el primero en comparar las dos zonas estudiando los distintos estratos batimétricos, lo cual se ha observado que es determinante para entender los patrones de diversidad en el Mediterráneo debido a la elevada segregación espacial y batimétrica de las comunidades ícticas mediterráneas (Hidalgo et al., 2017). Los principales resultados de este estudio apuntan a que:

- i) La mayor diversidad taxonómica promedio en Baleares no lleva asociada una mayor diversidad en términos funcionales.
- ii) Existe una mayor variabilidad temporal y espacial en Cataluña en todos los índices estudiados.
- iii) El patrón cambiante entre batimetrías observado en Cataluña es distinto al de Baleares.

La matriz de rasgos obtenida durante el estudio ha sido la base para analizar los ecosistemas de una forma funcional y establecer si existen diferencias entre ellos que no sean debidas a diversidad taxonómica. Ya que a día de hoy existen pocos estudios basados en diversidad funcional, una de las primeras limitaciones en este tipo de investigación es la elección de los rasgos a utilizar debido a la dificultad de determinar qué rasgos son los adecuados para realizar el estudio o, más complicado aún, establecer cuál es su importancia relativa de cada uno de ellos (Leps et al., 2006; Petchey y Gaston, 2006). La información sobre los rasgos es tanto de tipo cuantitativo como cualitativo pero para muchas especies aún no existen estudios de ciertas características biológicas o ecológicas lo que ha hecho que, históricamente, la mayoría de los estudios se hayan basado en indicadores de diversidad taxonómica.

La matriz de rasgos utilizados es altamente diversa. Sin embargo, existen ciertas limitaciones asociadas a la selección de los rasgos vitales a utilizar. Uno de ellos es la omisión de algunos que pudiesen ser relevantes. Uno de los rasgos que no se han utilizado es el rango de temperatura pues no se encontró información suficiente en la zona de estudio para realizar el análisis. Otra dificultad es determinar si los índices miden las funciones ecológicas más relevantes de los peces seleccionados.

Eliminar a ciertas especies del estudio puede generar controversia. Sin embargo es importante considerar que es muy difícil que una especie desaparezca por completo ya que simplemente aparecerá menos en los muestreos. Por ello, consideramos solo las especies más relevantes ya que así es más fácil identificar si se está perdiendo diversidad o no.

A pesar de que en principio hemos de esperar cierta relación entre la riqueza de especies y diversidad funcional como se observa en nuestros resultados del archipiélago Balear, es importante resaltar que esto no siempre es así. La diversidad puede variar con un mismo número de especies ya que no solo depende de su número sino de lo funcionalmente distintas que estas sean entre ellas. También se pueden producir grandes cambios en diversidad funcional asociados a pequeños cambios de riqueza de especies (Cadotte et al., 2011). Dos hábitats con el mismo número de especies pueden tener valores de diversidad funcional muy diferentes dependiendo de lo parecidas que sean las especies, y más concretamente, de lo parecidos que sean sus rasgos funcionales (De Bello et al., 2006). De hecho, en condiciones cambiantes, se puede observar como una pérdida de especies redundantes en un determinado hábitat que sean substituidas por especies funcionalmente diferentes provocaría un aumento de la diversidad funcional y de igual forma podría ocurrir en sentido contrario (Mayfield et al., 2010). El presente estudio muestra como la mayor riqueza de especies presente en Baleares no se traduce en una mayor diversidad funcional en comparación con Cataluña, unos resultados similares a los observados por Granger et al. (2015). A nivel de fluctuaciones interanuales, los cambios en biodiversidad taxonómica sí se traducen en funcional en Baleares (ver discusión más abajo).

4.1.- Diferencias geográficas

El estrato somero del archipiélago Balear presenta unos valores de densidad de individuos similares a Cataluña y un mayor índice de riqueza específica (S), consistente con estudios

previos (Granger et al., 2015). Los demás índices taxonómicos nos indican que existen valores de diversidad más altos en Baleares y que esta parece estar mejor distribuida puesto que Cataluña presenta un mayor número de especies de gran abundancia tal y como indica en menor valor del índice de Simpson. Esto se traduce en una menor distribución de la diversidad. Sin embargo, este patrón en la diversidad taxonómica no se ve reflejado en la funcional (Granger et al., 2015), ya que se observa que Cataluña presenta una riqueza funcional (FRIC) similar a Baleares, lo que unido a la menor riqueza específica (S) nos indica que las especies de Cataluña están funcionalmente mayor diferenciadas que las de Baleares donde las especies parecen ser funcionalmente más cercanas. Esta mayor diferenciación en Cataluña se confirma en la dispersión funcional (FDIS), con valores superiores en esta zona que indican una mayor diferenciación de rasgos (Laliberté y Legendre, 2010) y, por lo tanto, una mayor ocupación de nichos y una mayor resistencia a la invasión de otras especies. Sin embargo, es también importante destacar que valores mayores de este índice de dispersión funcional (FDIS) también indican que puedan existir funciones ecológicas en la costa Catalana que sólo se realizan por un pequeño número de especies. Esto implica que la estructura del ecosistema podría sufrir variaciones importantes si una de dichas especies sufriese un declive considerable, ya que las especies de Cataluña tienen un peso funcional mayor que las de Baleares. Por lo tanto, Cataluña presenta, por un lado, una gran ocupación en lo que a número de nichos pero al mismo tiempo algunas especies suponen un gran peso dentro del ecosistema. Por el contrario, en Baleares, el menor valor de divergencia funcional (FDIV) nos indica que las especies con rasgos comunes son las más abundantes, con menor abundancia de individuos pertenecientes a especies que presenten rasgos extremos respecto a Cataluña. Al igual que ocurría con los índices taxonómicos, el mayor valor de uniformidad funcional (FEVE) presente en Baleares indica que, funcionalmente, las especies presentes en Baleares se encuentran equitativamente más representadas respecto a Cataluña lo cual favorece la estabilidad y la resiliencia del ecosistema.

En estrato profundo, la situación encontrada es similar pero con ligeras variaciones y valores superiores de riqueza específica (S) en Baleares. La riqueza funcional (FRIC) fue similar en los dos zonas al igual que para el estrato somero, esta mayor riqueza específica sin un aumento de la diversidad funcional coincide con los resultados obtenidos por Granger et al. (2015). La dispersión funcional (FDIS) sigue siendo más alta en Cataluña pero la diferencia es muy inferior en comparación con el estrato somero. Por lo tanto, el escenario es similar al del estrato somero con más riqueza

de especies (S) en Baleares y con las especies más diferenciadas en Cataluña, aunque en este caso las especies de Cataluña no están tan separadas a nivel funcional como ocurría en el estrato somero. Esto indica que dichas especies serán más parecidas entre ellas que las del estrato somero con una menor diferencia de similitud entre las especies entre Cataluña y Baleares. Al contrario de lo observado entre los 50 y 100 metros de profundidad donde Cataluña presentó valores más altos de divergencia funcional (FDIV), el estrato profundo no mostró diferencias significativas entre las dos zonas. De hecho, Baleares presentó índices ligeramente superiores lo que indica que no existe una diferenciación significativa en las abundancias de especies que presenten rasgos extremos. Los índices taxonómicos y de uniformidad funcional (FEVE) volvieron a ser más altos en Baleares lo que indica la presencia de una mayor equidad a nivel taxonómico y funcional. En cuanto a la densidad de individuos, esta no mostró diferencias significativas entre las dos zonas estudiadas en ninguno de los estratos.

Por último, una característica muy relevante a destacar de Baleares es la mayor estabilidad temporal que presentan tanto los índices taxonómicos y funcionales respecto a Cataluña. Las mayores fluctuaciones presentes en Cataluña pueden ser debidas a una mayor diferenciación de las estaciones de muestreo lo que explicaría en parte sus valores más elevados de dispersión funcional (FDIS). Esto indicaría una mayor heterogeneidad espacial en los ecosistemas nectobentónicos de Cataluña con respecto a los de Baleares, un patrón ya destacado para comunidades Mediterráneas en estudios recientes (Hidalgo et al., 2017).

4.2.- Relación entre índices del mismo estrato

En Baleares, las fluctuaciones funcionales parecen estar ligadas a variaciones taxonómicas. En Cataluña, en cambio, existen una mayor influencia de la componente funcional puesto que las especies de Cataluña son menos parecidas entre ellas en términos de roles y funciones ecológicas a las de Baleares y por lo tanto su peso funcional es mayor lo que hace que las fluctuaciones funcionales no están tan relacionadas con las taxonómicas. Esto se traduce en las correlaciones entre índices taxonómicos y funcionales.

En Cataluña solo se ha encontrado una correlación significativa entre índices taxonómicos y funcionales, la correlación entre el índice de Shannon (H) y la uniformidad

funcional (FEVE) que confirma que un aumento de la diversidad y de su distribución que supone el aumento del índice de Shannon (H) en el estrato somero. Esto trae como consecuencia un aumento de la distribución de los rasgos funcionales. También se ha encontrado correlación entre la densidad de individuos y la riqueza específica (S). Este aumento de la riqueza de especies en años de mucha producción se explica teniendo en cuenta que cuantos más individuos de una especie se encuentren presentes en un área determinada más fácil será que uno de estos individuos sea capturado.

La zona de Baleares presentó un gran número de correlaciones, tanto entre índices taxonómicos con funcionales, como entre los índices taxonómicos y funcionales con la densidad de individuos. En el estrato somero de Baleares, se observó que un aumento de la densidad de individuos estaba correlacionado con un aumento de la riqueza específica. Este aumento de densidad se correlacionó también con un aumento de especies con valores de rasgos funcionales extremos y un aumento de especies muy abundantes. Por lo tanto, el aumento de densidad total se traduce en un aumento mayor para determinadas especies y una disminución de la equidad del ecosistema (Villéger et al., 2008). Este hecho produce un descenso de índices de diversidad funcional y taxonómica como la uniformidad funcional (FEVE) o el índice de Pielou (J). Por otra parte, la correlación negativa entre la densidad de individuos y la dispersión funcional (FDIS) nos indica que a pesar del aumento de la riqueza específica (S) que se asocia al aumento de la densidad de individuos, no se produce un aumento proporcional de la diferenciación de rasgos lo que indica que las especies nuevas son muy parecidas a las que ya estaban presentes en el ecosistema. Por lo tanto, simplemente se produce un solapamiento de especies que comparten rasgos y funciones en el ecosistema sin que se produzca una mayor ocupación de nichos. Un patrón similar al observado por Farriols et al. (2017) en la misma zona.

En el estrato profundo balear también se observa como el aumento de la densidad de individuos produce un aumento de la riqueza específica (S), así como de la divergencia funcional (FDIV). Esto implica un aumento de la densidad de especies con valores de rasgos extremos (Villéger et al., 2008). Es decir, que las especies nuevas tendrán estrategias distintas a las que ya se encontraban presentes. Al contrario, en el estrato somero, un aumento de la uniformidad funcional (FEVE) con el aumento de la densidad de individuos indica que las especies que más han aumentado han sido las que estaban menos representadas. El aumento de la riqueza específica (S) se correlacionó con una disminución de la uniformidad funcional (FEVE), por lo que las especies nuevas parecen ser muy similares a nivel de rasgos a otras ya existentes por lo que no se produjo un

aumento de la distribución de estos. Los índices taxonómicos de Shannon (H), Simpson (D) y Pielou (J) mostraron una correlación negativa respecto a la divergencia funcional (FDIV) lo que indica que a niveles más altos de diversidad las especies más representadas presentaron rasgos más comunes. La dispersión funcional (FDIS) se correlacionó negativamente con el índice de Shannon (H) lo que indicó que el grado de diferenciación de rasgos disminuía a medida que aumentó la diversidad debido al solapamiento de especies. Este solapamiento produce que al aparecer especies muy parecidas a las ya existentes disminuya la dispersión funcional (FDIS), en cambio el índice de Shannon (H) sube puesto que este solo contempla las especies como tales y no tienen en cuenta lo distintas que sean unas de otras.

4.3.- Diferencias batimétricas

En Baleares, se observa una mayor riqueza de especies (S) en el estrato profundo en comparación con el estrato somero. Sin embargo, los demás índices de diversidad taxonómica se muestran superiores en el estrato somero por lo que se puede deducir que las especies en el estrato somero se encuentran mejor distribuidas lo que coincide con lo observado por Farriols et al. (2017) donde se observó una tendencia decreciente de los índices de Shannon (H) y Pielou (J) desde los 50 a los 300 metros de profundidad. Esto nos indica que existe la presencia de algunas especies muy abundantes en el estrato profundo que producen un descenso de los índices de diversidad. A nivel funcional, también se observa esta tendencia ya que vemos que la riqueza funcional (FRIC) es similar en los dos estratos. Sin embargo, la uniformidad funcional (FEVE) mostró una mayor equidad funcional en el estrato somero, donde se observa menos presencia de especies de alta abundancia. Los valores de dispersión funcional (FDIS) fueron similares en los dos estratos de profundidad, lo que indica que el grado de heterogeneidad de los rasgos no varió con la profundidad. Estos resultados no coinciden con los observados por Wiedmann et al. (2014) cuyos estudios en el mar de Barents observaron un incremento de la dispersión funcional (FDIS) con la profundidad por lo que se puede observar un patrón distinto en términos funcionales respecto a nuestros estudios en el Mediterráneo. Por el contrario, las especies con valores de rasgos extremos resultaron ser más numerosas en el estrato profundo donde se observan valores más elevados de divergencia funcional (FDIV). La relación entre estratos batimétricos observada en este estudio coinciden en gran medida con el estudio realizado por Farré et al. (2016), donde si bien su división por

estratos de profundidad no coincide exactamente con la del presente estudio, las tendencias observadas por los índices de diversidad funcional son muy similares.

La tendencia en Cataluña fue similar a la de Baleares en lo que a índices taxonómicos se refiere, estos últimos fueron todos más elevados en el estrato somero con la diferencia de que es esta zona la riqueza específica (S) fue similar en los dos estratos. Igual que lo observado en Baleares el estrato profundo presenta algunas especies muy abundantes que producen una disminución de los índices de diversidad. Los valores de riqueza funcional (FRIC) fueron similares en los dos estratos al igual que en Baleares, con los valores de divergencia funcional (FDIV) más altos en el estrato profundo. El estrato somero presentó valores de dispersión funcional (FDIS) superiores lo que nos indica una mayor diferenciación de rasgos donde las especies han adoptado un mayor número de estrategias distintas respecto al estrato profundo.

4.4.- Síntesis y aplicaciones de gestión

A pesar de que existe cierta relación entre riqueza de especies y diversidad funcional esta no es siempre de la misma intensidad como se observa claramente en este estudio. La diversidad puede variar con un mismo número de especies ya que no solo depende de su número sino de lo funcionalmente distintas que estas sean entre ellas, llegándose a producir grandes cambios de diversidad funcional asociados a pequeños cambios de riqueza de especies (Cadotte et al., 2011). Dos hábitats con el mismo número de especies pueden tener valores de diversidad funcional muy diferentes dependiendo de lo parecidas que sean las especies y, más concretamente, de lo parecidos que sean sus rasgos funcionales (De Bello et al., 2006). En el presente estudio se ha observado como la mayor riqueza de especies presentes en Baleares respecto a Cataluña no ha supuesto un aumento de la diversidad funcional. Esto no implica que tenga que existir un desequilibrio en Cataluña, aunque allí estén presentes menos especies su grado de distribución de los rasgos es mayor. Debido a que están más diferenciadas las especies estas consiguen ocupar el mismo espacio tanto a nivel funcional como a nivel de nichos.

En condiciones cambiantes se ha observado como una pérdida de especies redundantes en un determinado hábitat que sean substituidas por especies funcionalmente diferentes provocara un aumento de la diversidad funcional, y de igual forma puede ocurrir en sentido contrario (Mayfield et al., 2010). En este caso, índices como la

dispersión funcional (FDIS) aumentarían, lo que coincide con resultados del presente estudio donde se observa que la menor presencia de especies en Cataluña se relaciona con un aumento de dicho índice respecto a Baleares, en la que se da un mayor grado de especies redundantes (Ferriols et al., 2017). En definitiva, los resultados de este trabajo de fin de Máster sugieren que ciertos ecosistemas marinos en Cataluña pueden ser más sensibles, ya que ciertas funciones se pueden ver afectadas por la eliminación selectiva de ciertas especies clave, ya sea por efectos antrópicos o naturales. Esto confiere un menor nivel de resiliencia a estos ecosistemas. Por el contrario, en Baleares, los ecosistemas están sustentados por el número de especies, una mayor equidad en abundancia entre ellas, pero también una mayor equidad funcional, lo que en definitiva hace de él un ecosistema más resiliente en comparación con el Peninsular.

Los estudios basados en diversidad funcional serán útiles para determinar si se está perdiendo diversidad de una forma más precisa que el análisis taxonómico, pues este tipo de análisis nos permite ver no solo las especies que van aumentando o disminuyendo su número sino que nos indica que rasgos y en consecuencia que estrategias o comportamientos se están viendo afectados. El presente estudio no identificó grandes diferencias temporales respecto a los índices estudiados, en este punto hay que tener en cuenta que, tal como señala Farriols et al. (2017), el impacto humano producido por el aumento de la pesca industrial podría haberse dado antes de cuando se obtuvieron los datos para el presente estudio.

A la hora de estudiar el estado de una determinada comunidad queda patente que el hecho que en una zona determinada exista una mayor presencia de especies respecto a otra no tiene por qué significar un mejor estado de conservación ya que podríamos tener una comunidad con pocas especies pero con niveles adecuados de diversidad funcional y por el contrario otra con mayor número de especies, pero con valores de diversidad funcional muy bajos que nos podrían indicar que existe algún tipo de alteración en el ecosistema. Esta información que no podríamos obtener realizando un simple análisis taxonómico, lo que confiere a los estudios de diversidad funcional una alta importancia en futuros modelos de gestión y conservación de la diversidad.

Por lo tanto, a todas luces el estudio de diversidad funcional está tomando mucha relevancia en los últimos años (Cernasky, 2017). Entre otros elementos la diversidad funcional nos permitirá identificar cuáles son los rasgos más comunes en los diferentes hábitats que puedan ser un elemento importante para la conservación independientemente de la identidad específica. Además, conocer la diversidad de las especies también es útil

para reconocer los hábitats potencialmente ocupables por especies invasoras. Todo esto hace de la diversidad funcional un elemento clave para el Asesoramiento Integrado de los Ecosistemas (*Integrated Ecosystems Assessment*, IEAs) y medidas de gestión espacial. No cabe duda de que en el futuro, será necesaria la realización de más estudios basados en diversidad funcional en zonas adyacentes a las zonas estudiadas, para así poder realizar comparaciones no solo entre áreas geográficas, sino estudios a lo largo de un gradiente más continuo y con distintas comunidades y niveles de impacto antrópico.

4.6.- Conclusiones

1. El Archipiélago Balear mostró a lo largo de los años de estudio una estabilidad tanto taxonómica como funcional mayor que la zona de Cataluña.
2. Baleares presentó una mayor equidad en la distribución tanto taxonómica como funcional respecto a Cataluña.
3. En Baleares las fluctuaciones funcionales están más ligadas a las taxonómicas que en Cataluña, donde se observa un mayor peso funcional de las especies que se encuentran en menor número pero más diferenciadas.
4. Las especies de Cataluña se encuentran funcionalmente más diferenciadas que las de Baleares, en especial para el estrato somero.
5. Para el estrato somero, se encontró una mayor presencia de especies de rasgos funcionales extremos en Cataluña que en Baleares. Por el contrario, en Baleares, es el estrato profundo es el que presenta la mayor presencia de dichas especies.
6. Los dos estratos de profundidad se encuentran conectados debido a especies que se encuentran presentes en los dos estratos.
7. Los estratos someros presentaron valores de diversidad más altos que los profundos debido a la presencia en estos últimos de especies con un alto grado de densidad de individuos.
8. Se encontró un mayor número de especies de rasgos funcionales extremos en los estratos profundos.
9. A pesar de mostrar una mayor diversidad taxonómica en Baleares, esta no se tradujo en una mayor diversidad funcional respecto a Cataluña.

5-. Agradecimientos

Quisiera expresar mi más sentido agradecimiento al Dr. José Manuel Hidalgo Roldán por toda su dedicación y compromiso que me han permitido realizar esta tesis de máster, la cual sin él no habría sido posible. También agradecer a todo el equipo de campañas BALAR y MEDITS que hicieron posible la obtención de las muestras. Así como de mi familia, a mis profesores el Dr. Biel Moyá y el Dr. Guillem Mateu y a todo el personal del COB-IEO que han tenido que aguantarme todo este tiempo, Mar, Sergio, Tolo, Safo, Lara, Vero, Raquel, Guayente, Melissa, Cati, Javi, Alberto, Dr. Xisco Ordinas, Vane, Dra. Patricia Puerta, Vicens, Maria Valls, Dr. Toni Quetglas, Dr. Miquel Cabanellas y muchos más que no puedo poner ya que la lista se haría muy larga. Sin olvidar a todos mis compañeros de carrera, en especial a Lida, Juanllo, Mel, Cristian, Jordi y Joan.

6.- Bibliografía

- Aarts, B.G.W., Nienhuis, P.H., 1999. Ecological sustainability and biodiversity. *International Journal of sustainable Development and World Ecology* 62, 89–102.
- Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245-253.
- Balbín, R., López-Jurado, J.L., Flexas, M.M., Reglero, P., and others 2013. Interannual variability of the early summer circulation around the Balearic Islands: driving factors and potential effects on the marine ecosystem. *Journal of Marine Systems*, 138, 70–81.
- Balvanera, P., Pfisterer A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmind, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9, 1146-1156.
- Barnes, R.D., 1989. Diversity of organisms: how much do we know? *American Zoologist* 29, 1075-1084.
- Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., Rais, C., 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. UNEP-MAP RAC/SPA. RAC/SPA, Tunis, 100pp.
- Bengtsson, J., Jones, H., Setälä, H., 1997. The value of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 12 (9), 334–336.
- Bianchi, C.N., Morri, C., 2000. Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin* 40 (5), 367-376.

- Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D., 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB1005.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series* 254, 11–25.
- Brümmer, F., Koch, I., Niederhöfer, H.J., 1994. Wirbellose Meeresbewohner. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde. Serie C* 37, 1–88.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotchnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48, 1079–1087. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- Cernansky, R., 2017. Biodiversity moves beyond counting species. *Nature* 546, 22–24.
- Chapin, F.S., Zavelata, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C, Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., et al., 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842.
- Cornwell, W.K., Schilck, W.K., Ackerly, D.D., 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87, 1465–1471.
- Culotta, E., 1996. Exploring biodiversity's benefits. *Science* 273, 1045–1046.
- De Bello, F., Lepš, J., Sebastià, M.T., 2006. Variations in species and functional diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography* 29, 801–810.

- Defant, A., 1961. *Physical Oceanography*, Vol. 1. Pergamon Press, New York.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., Mouquet, N., 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters* 13, 1030–1040.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecology Evolution* 16, 646–655.
- Díaz, S., Lavorel, S., Chapin III, F.S., Tecco, P.A, Gurvich, D.E., Grigulis, K., 2007. Functional diversity at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. In: J. Canadell, L.F. Pitelka & D. Pataki (eds.), *Terrestrial ecosystems in a changing world*, 81-91. Springer- Verlag, Berlin Heidelberg.
- D’Ortenzio, F., Ribera d’Alcalà, M., 2009. On the trophic regimes of the Mediterranean Sea: a satellite análisis. *Biogeosciences* 6, 139-148.
- Dremiere, P.Y., Fiorentini, L., Cosimi, G., Leonori, I., Sala, A., Spagnolo, A., 1999. Escapement from the main body of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquatic Living Resources* 12 (3), 207-217.
- Estrada M. 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* 60, 55-64.
- Farré, M., Tuset, V.M., Cartes, J.E., Massutí, E., Lombarte, A., 2016. Depth-related trends in morphological and functional diversity of demersal fish assemblages in the western Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 147, 22-37.
- Farriols, M.T., Ordines, F., Somerfield, P.J., Pasqual, P., Hidalgo, M., Guijarro, B., Massutí, E., 2017. Bottom trawl impacts on Mediterranean demersal fish diversity: Not so obvious or are we too late? *Continental Shelf Research* 137, 84–102.

- Fiorentini L., Dremière, P.Y., Leonori, I., Sala, A., Palumbo, V., 1999. Efficiency of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquatic Living Resources* 12 (3), 187-205.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35, 557-581.
- Fonseca, C. R., Ganade, G., 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89, 118–125.
- Gallucci V.F., Amjoun, B., Hedgepeth, J.B., Lin-Lai, H., 1996. Size-based methods of stock assessment of small-scale fisheries. In: Gallucci VF, SB Saila, DJ Gustafson y BJ Rothschild (eds). *Stock assessment. Quantitative methods and applications for small-scale fisheries*, 9-81. CRC Press, Boca Raton.
- Gaston, K.J., 1996. What is biodiversity? In K.J. Gaston (ed.), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*, 1–9. Blackwell Science, Oxford,.
- Granger, V., Fromentin, J.M., Bez, N., Relini, G., Meynard, C.N., Aertner, J.C., Maiorano, P., et al., 2015. Large-scale spatio-temporal monitoring highlights hotspots of demersal fish diversity in the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 130, 65–74.
- Grime, J.P., 1997. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* **277**, 1260–1261.
- Heemsbergen, D.A., Berg, M.P., Loreau, M., Van Hal, J.R., Faber, J. H., Verhoef, H.A., 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science* 306, 1019–1020.
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M.C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P.G., Finn, J.A., et al., 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grassland. *Science* 286, 1123–1127.

- Hidalgo, M., Reglero, P., Álvarez-Berastegui D., Torres A.P., Álvarez, I., Rodríguez, J.M., Aina, C. et al., 2014. Hydrographic and biological components of the seascape structure the meroplankton community in a frontal system. *Marine Ecology Progress Series* 505, 65-80.
- Hidalgo, M., Quetglas, A., Ordines, F., Rueda, L., Punzón, A., Delgado, M., Gil de Sola, L., Esteban, A., Massutí, E., 2017. Size-spectra across geographical and bathymetric gradients reveal contrasting resilient mechanisms of recovery between Atlantic and Mediterranean fish communities. *Journal Biogeography* doi:10.1111/jbi.12976
- Hilborn, R., Walters, C., 1991. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamic and uncertainty 570 pp. Chapman and Hall, New York.
- Hooper, D.U., 1998. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. *Ecology* 79, 704–719.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton J.H., et al., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35.
- Hulot, F.D., Lacroix, G., Lescher-Moutoué F.O., Loreau, M., 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* 405, 340–344.
- Huston, M.A., 1994. Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.
- ICES - WGECO, 2015. Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 8-15 April 2015, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2015\ACOM:24. 122 pp
- Lande, R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76, 5–13.

- Lara-Lara, J.R., Arenas, V., Bazán, C., Díaz, V., Escobar, E., García, M.C., Gaxiola, G. et al., 2008. Los ecosistemas marinos, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México 135-159.
- Laliberté, E., Legendre P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299-305.
- Loreau, M., 1998. Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA* 95, 5632–5636.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–808.
- Lepš, J., De Bello, F., Lavorel, S., Berman, S., 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* 78, 481-501.
- MAGRAMA, 2012. Estrategia marina para la demarcación Levantino-Balear. Parte II. Análisis de presiones e impactos, 176 pp. Available at: http://www.mapama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/II_Analisis_Presiones_Levantino-Balear_tcm7-204340.pdf.
- Magurran, A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Maldonado, A., 1985. Evolution of the Mediterranean basins and a detailed reconstruction of the Cenozoic paleoceanography. In *Key Environments: Western Mediterranean*, ed. R. Margalef, pp. 17–59. Pergamon Press, Oxford
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118.

- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S., Vesk, P.A., 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19, 423–431.
- Millot, C., 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 20, 423-442.
- Monserrat, S., López-Jurado, J.L., Marcos, M., 2008. A mesoscale index to describe the regional circulation around the Balearic Islands. *Journal of Marine Systems* 71, 413-420.
- Moranta, J., Quetglas, A., Massutí, E., Guijarro, B., 2008. Research trends on demersal fisheries oceanography in the Mediterranean. In: Mertens LP (editor). *Biological Oceanography Research Trends*. Nova Science Publishers, New York, 9-65.
- Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J.A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine Coast Shelf Science*. 71, 443–456.
- Musick, J.A. 1999. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *Fisheries* 24 (12), 6-14.
- Naeem, S., Li, S., 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390, 507–509.
- Oksanen, J., 2017. *Vegan: Ecological Diversity*.
- 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.

- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2002b. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5, 402–411.
- Petchey, O.L., Gaston K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9, 741–758.
- Petchey, O.L., McPhearson, P.T., Casey, T.M., Morin, P.J., 1999. Environmental warming alters food web structure and ecosystem function. *Nature* 402, 69-72
- Pielou, E.C., 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience, New York. 286 pp.
- Pinot, J.M., López-Jurado J.L., Riera, M., 2002. The CANALES experiment (1996-1998). Interannual, seasonal, and mesoscale variability of the circulation in the Balearic Channels. *Progress in Oceanography* 55, 335-370.
- Purvis, A., Hector, A., 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405, 212 – 219.
- 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.
- Rastetter, E.B., Gough, L., Hartley, A.E., Herbert, D.A., Nadelhoffer, K.J., Williams, M., 1999. A revised assessment of species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology* 13, 440–443.
- Reaka-Kudla, M.L., Wilson, D.E., Wilson, E.O., 1997. *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, Washington, DC.
- Root, R.B., 2001. Guilds. In: *Encyclopedia of Biodiversity* (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, 295–302.

- Ruffel, A., 1997. Geological evolution of the Mediterranean basin. In *The Mediterranean: Environment and Society*, eds. R. King, L. Proudfoot and B. Smith, pp. 12–29. Arnold, London.
- Salat, J., Garcia, M.A., Cruzado, A., Palanques, A., Arín, L., Gomis, D., Guillén, J., de León, A., Puigdefàbregas, J., et al., 2002. Seasonal changes of water mass structure and shelf slope exchanges at the Ebro Shelf (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research* 22, 327-348.
- Sanquist, D.R., Cordell, S., 2007. Functional diversity of carbon-gain, water-use, and leaf-allocation traits in trees of a threatened lowland dry forest in Hawaii. *American Journal of Botany* 94, 1459-1469.
- Sanford, E., 1999. Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. *Science* 283, 2095–2097.
- Sarà, M., 1985. Ecological factors and their biogeographic consequences in the Mediterranean ecosystems. In *Mediterranean Marine Ecosystems*, eds. M. Moraitou-Apostolopoulou and V. Kiortsis, pp. 1–17. Plenum Press, New York
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, IL, EEUU. 144 pp.
- Simberloff, D., Dayan, T., 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review Ecological Systems* 22, 115–143.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Stanley, D.J., Wezel, F.C., 1985. *Geological Evolution of the Mediterranean Basin*. Springer, New York.
- Stevens, R.D., Cox, S.B., Strauss, R.E., Willig, M.R., 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology Letters* 6, 1099–1108.

- Tilman, D., 1997. Distinguishing between the effects of species diversity and species composition. *Oikos* 80, 185.
- Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405, 208–211.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. In *Encyclopedia of biodiversity*, vol. 3 .Ed. S. A. Levin), pp. 109–120. San Diego, CA: Academic.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., Lehman, C.L., 2001. Diversity and productivity in a longterm grassland experiment. *Science* 294, 843–845.
- Vasilakopoulos, P., Maravelias, C.D., Tserpes, G., 2014. The alarming decline of Mediterranean fish stocks. *Current Biology* 24, 1643–1648.
- Villegger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos* 116, 882-892.
- Vitousek, P.M., Hooper, D.U., 1993. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: *Biodiversity and Ecosystem Function* (eds Schulze, E.-D. & Mooney, H.A.). Springer-Verlag, Berlin, pp: 3–14.
- Whittaker, R. H., 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147, 250-260.
- Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213–251.

Wiedmann, M., Aschan, M., Certain, G., Dolgov, A., Greenacre, M., Johannesen, E., Planque, B., et al. 2014. Functional diversity of the Barents Sea fish community. *Marine Ecology Progress Series* 495, 205–218.

Wilson, E. O., 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC.

7.- Apéndice: matriz de rasgos vitales

Especie	Baleares	Península	Nivel trófico medio	Bentívoro	Plancívoro	Piscívoro	Lmax	Loo	L50 madurez	A50 madurez	Esperanza de vida	Crecimiento (k)	Fecundidad	Gregarismo	Pelágico (adulto)	Demersal (adulto)	Pelágico (huevos)	Demersal (huevos)	Ovovivíparo
<i>Alepocephalus rostratus</i>	0	1	3,5	1	0	1	50	47	28	Na	23	0,1	Na	Na	0	1	1	0	0
<i>Argentina sphyraena</i>	1	1	3,6	1	1	1	35	22	13	4	16	0,3	Na	1	0	1	1	0	0
<i>Arnoglossus imperialis</i>	1	0	3,8	1	0	1	19	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Arnoglossus laterna</i>	1	1	3,6	1	0	1	15	16	11	3	8	0,8	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Arnoglossus rueppelii</i>	1	1	4	1	0	1	14	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Arnoglossus thori</i>	1	1	3,3	1	0	1	21	18	12	2	10	0,5	500000	0	0	1	1	0	0
<i>Bathysolea profundicola</i>	0	0	3,2	1	0	0	21	15	Na	3	12	0,6	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Blennius ocellaris</i>	1	1	3,5	1	0	0	17	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	0	1	0
<i>Callionymus maculatus</i>	0	1	3,3	1	0	0	16	Na	Na	Na	4	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Cepola macrophthalma</i>	1	1	3,1	0	1	0	59	68	17	3	6	0,2	Na	1	1	0	1	0	0
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	1	1	3,9	1	0	0	27	32	25	2	21	0,4	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	0	1	3,7	1	0	1	75	65	3	15	15	0,2	64389	0	0	1	1	0	0
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	0	1	3,4	1	0	0	28	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	1	1	3,7	1	1	0	19	19	12	3	8	0,2	Na	1	0	1	1	0	0
<i>Chimaera monstrosa</i>	0	0	3,5	1	0	0	54	64	43	11	28	0,1	24	1	1	1	0	1	0
<i>Citharus linguatula</i>	1	1	4	1	0	1	30	33	15	2	6	0,3	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	1	1	3,6	1	0	1	30	15	16	6	10	0,1	Na	Na	0	1	1	0	0
<i>Conger conger</i>	1	1	4,3	1	0	1	300	229	63	10	Na	0,1	5500000	0	0	1	1	0	0
<i>Dactylopterus volitans</i>	1	0	3,6	1	0	1	50	Na	Na	Na	Na	Na	Na	1	0	1	Na	Na	Na
<i>Dalatias licha</i>	0	0	4,2	1	0	1	182	165	110	Na	Na	0,1	15	Na	1	1	0	0	1
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	1	1	3,1	1	0	0	9,2	10	6,4	2	5	0,4	Na	0	0	1	Na	Na	Na
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	1	0	3,5	1	0	1	100	256	120	8	9	0	Na	0	0	1	0	1	0
<i>Etmopterus spinax</i>	1	1	3,8	1	0	1	48	45	35	6	21	0,2	15	0	0	1	0	0	1
<i>Eurigla gurnardus</i>	0	1	3,6	1	0	1	36	26	21	4	Na	0,2	250000	0	0	1	1	0	0
<i>Gadiculus argenteus</i>	1	1	3,5	1	1	0	15	20	Na	Na	3	0,2	Na	1	0	1	0	1	0
<i>Galeus atlanticus</i>	0	0	4	1	0	1	42	Na	35	Na	3	Na	Na	Na	0	1	0	1	0
<i>Galeus melastomus</i>	1	1	4,2	1	0	1	59	Na	43	Na	Na	Na	13	Na	0	1	0	1	0
<i>Glossanodon leioglossus</i>	1	1	3,5	1	0	0	20	Na	Na	Na	Na	Na	Na	Na	1	1	Na	Na	Na
<i>Gobius niger</i>	0	1	3,2	1	0	0	18	14	6	8	5	0,6	3500	0	0	1	0	1	0
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	1	1	3,8	1	0	0	47	33	29	4	40	0,1	330000	Na	0	1	1	0	0
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	1	1	3,5	1	0	1	42	27	12	Na	11	0,1	Na	Na	1	1	Na	Na	Na
<i>Lepidopus caudatus</i>	1	1	3,9	0	0	1	210	195	91	4	7	0,3	Na	1	1	1	1	0	0
<i>Lepidorhombus boscii</i>	1	1	3,7	1	1	1	30	31	14	2	13	0,2	500000	0	0	1	1	0	0
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	1	0	4,2	1	1	1	47	32	29	Na	Na	0,4	500000	0	0	1	1	0	0
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	1	1	3,2	1	1	1	14	17	8	2	5	0,6	5250	0	0	1	1	0	0
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	1	0	3,7	1	1	1	20	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Lesueurigobius friesii</i>	1	1	3,2	1	0	0	13	6,5	4,5	Na	11	0,7	Na	0	0	1	0	1	0
<i>Lesueurigobius sanzii</i>	0	0	3,6	Na	Na	Na	11	Na	6,5	1	2	Na	Na	0	0	1	Na	Na	Na
<i>Leucoraja naevus</i>	1	0	3,9	1	0	1	71	75	56	4	14	0,2	113	0	0	1	0	1	0
<i>Lophius budegassa</i>	1	1	4,5	1	0	1	95	103	66	4	21	0,2	30000	0	0	1	1	0	0
<i>Lophius piscatorius</i>	1	1	4,5	1	0	1	100	132	69	6	24	0,1	1000000	0	0	1	1	0	0
<i>Maurolicus muelleri</i>	0	1	3	0	1	0	8	5,9	Na	Na	3	0,9	350	Na	1	0	1	0	0
<i>Merluccius merluccius</i>	1	1	4,4	1	0	1	68	85	31	2	7	0,2	4500000	Na	0	1	1	0	0
<i>Microchirus boscanion</i>	0	0	3,2	1	0	0	20	Na	Na	Na	Na	Na	500000	0	0	1	1	0	0

Especie	Rango de profundidad bajo (>100m)	Rango de profundidad medio (100-200m)	Rango de profundidad alto (>200m)	Sustrato blando	Sustrato duro	Barbas	Carangiformes	Subcarangiformes	Anguiliformes	Rajiformes	Diodontiformes	Ostraciformes	Balistiformes	Anniiformes	Resiliencia	Peso medio (<10g)	Peso medio (>10g)	Peso medio (>100g)	Peso medio (>500g)	Peso medio (>1000g)
<i>Alepocephalus rostratus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	14	0	1	0	0	0
<i>Argentina sphyraena</i>	0	0	1	Na	Na	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Arnoglossus imperialis</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Arnoglossus laterna</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Arnoglossus rueppelii</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25	1	0	0	0	0
<i>Arnoglossus thori</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Bathysolea profundicola</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25	0	1	0	0	0
<i>Blennius ocellaris</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Callionymus maculatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1,25	1	0	0	0	0
<i>Cepola macrophthalma</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	0	0	1	Na	Na	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Chimaera monstrosa</i>	0	0	1	Na	Na	0	0	0	0	0	1	0	0	0	9,25	0	0	0	1	0
<i>Citharus linguatula</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	0	0	1	Na	Na	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	1	0	0	0
<i>Conger conger</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	14	0	0	1	0	0
<i>Dactylopterus volitans</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1,25	0	0	0	1	0
<i>Dalatias licha</i>	0	0	1	Na	Na	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	0	0	1
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1,25	1	0	0	0	0
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	0	1	0
<i>Etmopterus spinax</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	1	0	0	0
<i>Eutrigla gurnardus</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Gadiculus argenteus</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Galeus atlanticus</i>	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Galeus melastomus</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Glossanodon leioglossus</i>	Na	Na	Na	Na	Na	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Gobius niger</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	1	0	0	0
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9,25	0	1	0	0	0
<i>Lepidopus caudatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2,9	0	1	0	0	0
<i>Lepidorrhombus boscii</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Lepidorrhombus whiffiagonis</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1,25	0	1	0	0	0
<i>Lesueurigobius friesii</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1,25	1	0	0	0	0
<i>Leucoraja naevus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Lophius budegassa</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Lophius piscatorius</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	0	0	1
<i>Maurolicus muelleri</i>	0	0	1	Na	Na	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	1	0	0	0	0
<i>Merluccius merluccius</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	1	0	0	0
<i>Microchirus boscanion</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25	0	0	1	0	0

Espece	Aleta caudal continua	Aleta caudal redondeada	Aleta caudal truncada	Aleta caudal emarginada	Aleta caudal escotada	Aleta caudal heterocerca	Cuerpo anguiliforme	Cuerpo alargado	Cuerpo plano	Cuerpo normal	Cuerpo comprimido
<i>Alepocephalus rostratus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Argentina sphyraena</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Arnoglossus imperialis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Arnoglossus laterna</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Arnoglossus rueppelii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Arnoglossus thori</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bathysolea profundicola</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Blennius ocellaris</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Callionymus maculatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cepola macrophthalma</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Chimaera monstrosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Citharus linguatula</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Conger conger</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dactylopterus volitans</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dalatias licha</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Etmopterus spinax</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Eutrigla gurnardus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gadiculus argenteus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Galeus atlanticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Galeus melastomus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Glossanodon leioglossus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Gobius niger</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Lepidopus caudatus</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Lepidorhombus boscii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lesueurigobius friesii</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Leucoraja naevus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lophius budegassa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lophius piscatorius</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Maurolicus muelleri</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Merluccius merluccius</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Microchirus boscanion</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0

Especie	Baleares	Península	Nivel trófico medio	Bentívoro	Planctívoro	Piscívoro	Lmax	Loo	L50 madurez	A50 madurez	Esperanza de vida	Crecimiento (k)	Fecundidad	Gregarismo	Pelágico (adulto)	Demersal (adulto)	Pelágico (huevos)	Demersal (huevos)	Ovovivíparo
<i>Microchirus variegatus</i>	1	1	3,3	1	0	0	35	18	14	3	14	0,4	500000	0	0	1	1	0	0
<i>Micromesistius poutassou</i>	1	1	4	1	0	1	32	28	15	1	8	0,6	78000	1	1	0	1	0	0
<i>Molva dypterygia</i>	1	1	4,5	1	0	1	155	155	80	10	20	0,1	2250000	0	0	1	1	0	0
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	1	1	3,2	1	0	0	25	32	12	2	7	0,4	12590	1	0	1	1	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	1	1	3,4	1	0	0	32	40	17	1	6	0,2	Na	1	0	1	1	0	0
<i>Myliobatis aquila</i>	1	0	3,6	1	0	1	183	Na	60	Na	Na	Na	5	0	1	1	0	0	1
<i>Nezumia aequalis</i>	1	1	3,3	1	1	0	36	8,3	4,5	4	9	0,2	17978	Na	1	1	1	0	0
<i>Notacanthus bonaparte</i>	1	1	3,4	1	0	1	26	Na	Na	Na	Na	Na	Na	1	1	0	Na	Na	Na
<i>Pagellus acarne</i>	1	1	3,5	1	0	1	26	29	15	2	8	0,4	173509	1	1	1	1	0	0
<i>Pagellus bogaraveo</i>	1	1	3,7	1	0	1	70	61	25	5	15	0,1	310000	1	1	1	1	0	0
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	1	3,4	1	0	0	60	58	13	2	7	0,1	90000	1	1	1	1	0	0
<i>Peristedion cataphractum</i>	1	1	3,6	1	0	1	40	31	22	Na	Na	0,3	Na	1	0	1	Na	Na	Na
<i>Phycis blennoides</i>	1	1	3,7	1	0	1	60	47	20	4	20	0,4	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Raja asterias</i>	0	1	3,5	1	0	0	70	67	54	4	10	0,5	65	0	0	1	0	1	0
<i>Raja clavata</i>	1	0	3,8	1	0	1	139	127	67	6	15	0,1	111	0	0	1	0	1	0
<i>Raja miraletus</i>	1	0	3,8	1	0	1	56	92	44	4	9	0,2	56	0	0	1	0	1	0
<i>Raja montagui</i>	1	0	3,7	1	0	1	80	78	57	4	18	0,3	42	0	0	1	0	1	0
<i>Raja polystigma</i>	1	0	4	1	0	1	60	Na	Na	Na	Na	Na	41	0	0	1	0	1	0
<i>Raja radula</i>	1	0	3,7	1	0	1	80	83	43	5	10	0,2	117	0	0	1	0	1	0
<i>Scorpaena elongata</i>	0	1	3,9	1	0	1	50	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Scorpaena loppei</i>	1	0	3,5	1	0	1	13	12	Na	1	5	0,5	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Scorpaena notata</i>	1	1	3,5	1	0	1	18	18	9,2	1	8	0,2	18500	0	0	1	1	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	1	1	3,9	1	0	1	37	32	15	3	10	0,2	10000	0	0	1	1	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	1	0	4,3	1	0	1	50	46	29	Na	25	0,1	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Scyliorhinus canicula</i>	1	1	3,7	1	0	1	48	75	40	4	12	0,2	76	0	0	1	0	1	0
<i>Serranus cabrilla</i>	1	1	3,4	1	0	1	40	31	15	4	8	0,2	Na	1	0	1	1	0	0
<i>Serranus hepatus</i>	1	1	3,5	1	0	1	9	13	7,8	2	7	0,3	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Squalus acanthias</i>	1	0	4	1	0	1	150	138	79	12	38	0,1	5	1	1	1	0	0	1
<i>Squalus blainville</i>	1	0	4	1	0	1	100	118	58	7	14	0,1	3,5	1	0	1	0	0	1
<i>Symphurus ligulatus</i>	1	1	3,5	1	0	0	11	13	Na	Na	Na	0,7	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Symphurus nigrescens</i>	1	1	3,3	1	0	0	12	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Synapturichthys kleinii</i>	1	0	3,6	1	0	0	40	42	29	4	9	0,3	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Synchiropus phaeton</i>	1	1	3,4	1	0	0	18	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Syngnathus acus</i>	1	0	3,4	1	1	0	50	Na	6,9	Na	Na	Na	300	0	0	1	0	0	1
<i>Synodus saurus</i>	1	0	4,5	1	0	1	40	38	Na	Na	8	0,2	30070	0	0	1	Na	Na	Na
<i>Torpedo marmorata</i>	0	1	4,5	1	0	1	100	Na	45	Na	Na	Na	18	0	0	1	0	1	0
<i>Trachinus draco</i>	1	1	4,2	1	0	1	42	29	14	1	6	0,1	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Trachinus radiatus</i>	1	0	4	1	0	1	50	Na	Na	Na	Na	Na	Na	0	0	1	1	0	0
<i>Trachyrincus scabrus</i>	0	1	3,5	1	0	1	60	22	12	Na	11	1,9	14191	Na	1	0	1	0	0
<i>Trigla lyra</i>	1	1	3,5	1	0	0	60	52	30	Na	7	0,2	108000	0	0	1	1	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i>	1	0	3,4	1	0	0	40	37	16	Na	18	0,1	14551	0	0	1	1	0	0
<i>Trisopterus minutus</i>	1	1	3,8	1	0	1	40	22	14	1	5	0,4	11350	0	1	1	1	0	0
<i>Uranoscopus scaber</i>	1	1	4,4	1	0	1	25	36	14	2	5	0,2	11556	0	0	1	1	0	0
<i>Zeus faber</i>	1	1	4,5	1	0	1	90	69	37	4	18	0,3	Na	1	1	1	1	0	0

Especie	Rango de profundidad bajo (>100m)	Rango de profundidad medio (100-200m)	Rango de profundidad alto (>200m)	Sustrato blando	Sustrato duro	Barbas	Carangiformes	Subcarangiformes	Anguiliformes	Rajiformes	Diodontiformes	Ostraciformes	Balistiformes	Amiiformes	Resiliencia	Peso medio (<10g)	Peso medio (>10g)	Peso medio (>100g)	Peso medio (>500g)	Peso medio (>1000g)
<i>Microchirus variegatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Micromesistius poutassou</i>	0	0	1	Na	Na	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Molva dypterygia</i>	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	1	0	0	0
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Myliobatis aquila</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	14	0	0	0	0	1
<i>Nezumia aequalis</i>	0	0	1	Na	Na	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Notacanthus bonaparte</i>	0	0	1	Na	Na	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Na	0	1	0	0	0
<i>Pagellus acarne</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Pagellus bogaraveo</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	1	0	0
<i>Pagellus erythrinus</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Peristedion cataphractum</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Phycis blennoides</i>	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Raja asterias</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	0	1	0
<i>Raja clavata</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	Na	0	0	0	9,25	0	0	0	1	0
<i>Raja miraletus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Raja montagui</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	0	1	0
<i>Raja polystigma</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Raja radula</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9,25	0	0	0	1	0
<i>Scorpaena elongata</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	0	1	0	0
<i>Scorpaena loppei</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1,25	0	1	0	0	0
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	1	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Serranus cabrilla</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Serranus hepatus</i>	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Squalus acanthias</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	1	0
<i>Squalus blainville</i>	0	0	1	Na	Na	0	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	1
<i>Symphurus ligulatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25	1	0	0	0	0
<i>Symphurus nigrescens</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25	1	0	0	0	0
<i>Synapturichthys kleinii</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,9	0	0	1	0	0
<i>Synchiropus phaeton</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1,25	0	1	0	0	0
<i>Syngnathus acus</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2,8	0	1	0	0	0
<i>Synodus saurus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1,25	0	0	1	0	0
<i>Torpedo marmorata</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	9,25	0	0	1	0	0
<i>Trachinus draco</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Trachinus radiatus</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Na	0	0	1	0	0
<i>Trachyrincus scabrus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	1	0	0
<i>Trigla lyra</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	1	0	0
<i>Trisopterus minutus</i>	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	1	0	0	0
<i>Uranoscopus scaber</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	1	0	0
<i>Zeus faber</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	9,25	0	0	0	1	0

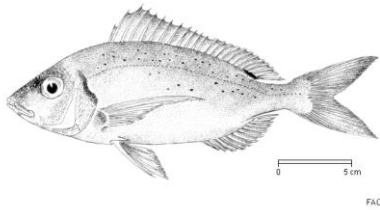
Especie	Aleta caudal continua	Aleta caudal redondeada	Aleta caudal truncada	Aleta caudal emarginada	Aleta caudal escotada	Aleta caudal heterocerca	Cuerpo anguiliforme	Cuerpo alargado	Cuerpo plano	Cuerpo normal	Cuerpo comprimido
<i>Microchirus variegatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Micromesistius poutassou</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Molva dypterygia</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Myliobatis aquila</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Nezumia aequalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Notacanthus bonaparte</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pagellus acarne</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Pagellus bogaraveo</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Pagellus erythrinus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Peristedion cataphractum</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phycis blennoides</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Raja asterias</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Raja clavata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Raja miraletus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Raja montagui</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Raja polystigma</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Raja radula</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Scorpaena elongata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scorpaena loppei</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scorpaena notata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Serranus cabrilla</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Serranus hepatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Squalus acanthias</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Squalus blainville</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Symphurus ligulatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Symphurus nigrescens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Synapturichthys kleinii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Synchiropus phaeton</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Syngnathus acus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Synodus saurus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Torpedo marmorata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trachinus draco</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachinus radiatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachyrincus scabrus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trigla lyra</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trisopterus minutus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Uranoscopus scaber</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Zeus faber</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1

8.- Anexo

Ejemplos de especies ícticas que presentan los distintos rasgos utilizados de tipo de natación, morfometría y de forma de la aleta caudal.

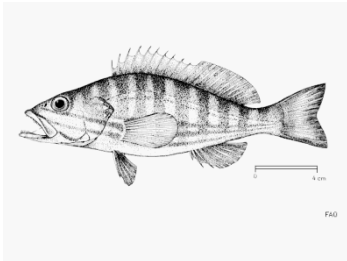
1.- Tipo de natación

1.1.- Carangiforme



Pagellus erythinus (Bauchot, 1987b)

1.2.- Subcarangiforme



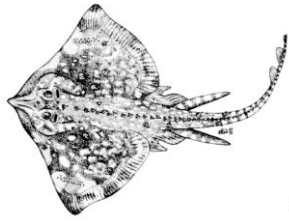
Serranus cabrilla (Bauchot, 1987b)

1.3.- Anguiliforme



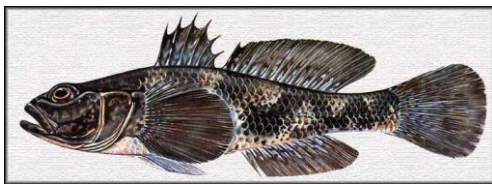
Conger conger (Reiner, 1996)

1.4.- Rajiforme



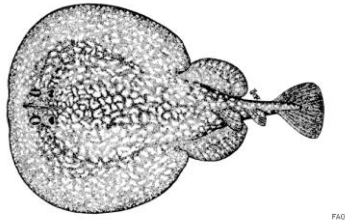
Raja clavata (Bauchot, 1987c)

1.5.- Diodontiforme



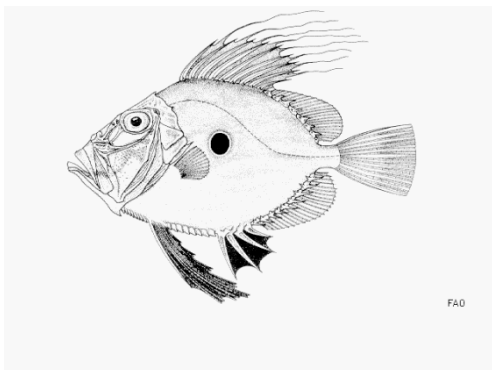
Gobius niger (Terofal y Miltz, 1997)

1.6.- Ostraciiforme



Torpedo marmorata (Bauchot, 1987c)

1.7.- Balistiforme



Zeus faber (Schneider, 1990)

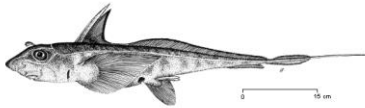
1.8.- Amiiforme



Syngnathus acus (Gervais y Boulart, 1877)

2.- Tipo de aleta caudal

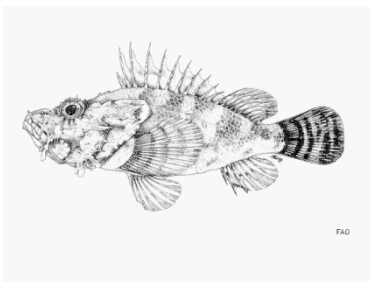
2.1.- Continua



FAO

Chimaera monstrosa (Bauchot, 1987a)

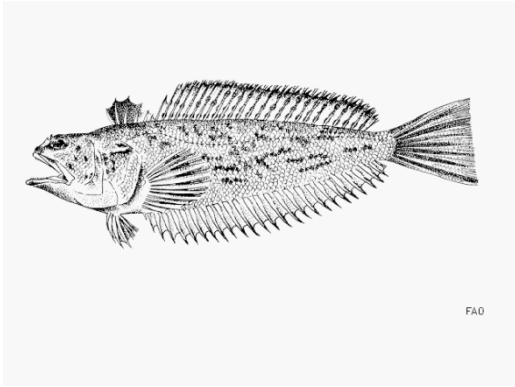
2.3.- Redondeada



FAO

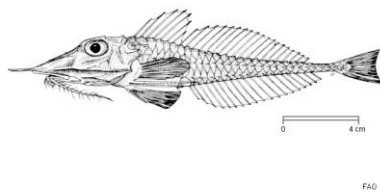
Scorpaena elongate (Schneider, 1990)

2.4.- Truncada



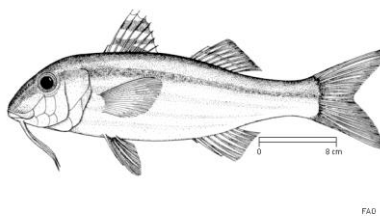
Trachinus radiates (Schneider, 1990)

2.5.- Emarginada



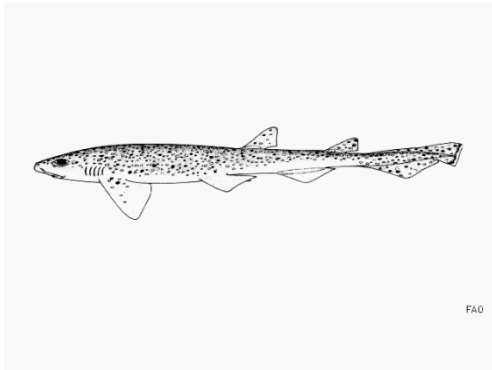
Peristedion cataphractum (Bauchot, 1987b)

2.6.- Escotada



Mullus surmuletus (Bauchot, 1987b)

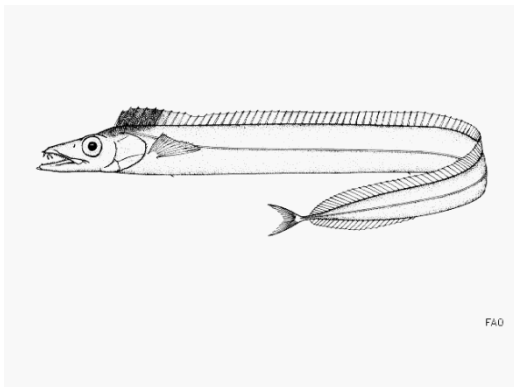
2.7.- Heterocerca



Scyliorhinus canicula (Compagno, 1984)

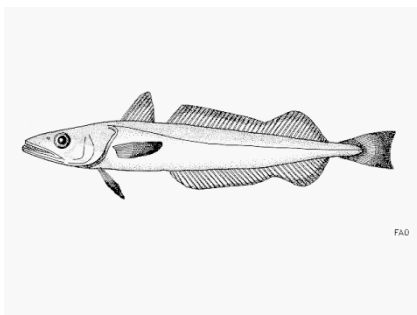
3.- Estructura morfológica

3.1.- Anguiliforme



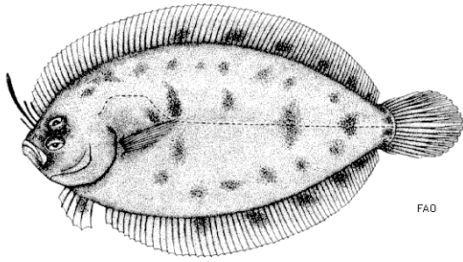
Lepidopus caudatus (Nakamura y Parin 1993)

3.2.- Alargada



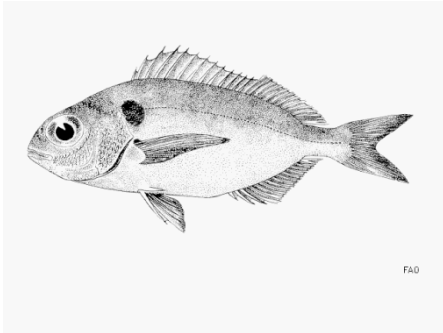
Merluccius merluccius (Cohen et al., 1990)

3.3.- Plano



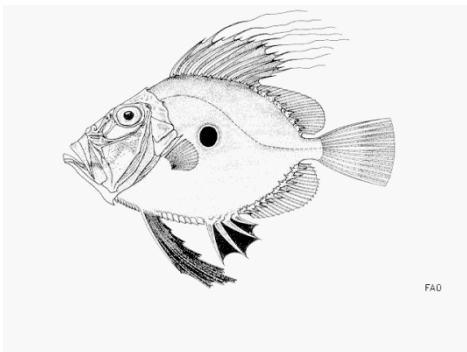
Arnoglossus thori (Lloris y Rucabado, 1998).

3.4.- Normal



Pagellus bogaraveo (Schneider, 1990).

3.5.- Comprimido



Zeus faber (Schneider, 1990).

9.- Bibliografía del anexo

- Bauchot, M.L., 1987. Chimeres. p. 887-890. In W. Fischer, M.L. Bauchot and M. Schneider (eds.) Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche. (rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. 2. Commission des Communautés Européennes and FAO, Rome.
- Bauchot, M.L., 1987. Poissons osseux. p. 891-1421. In W. Fischer, M.L. Bauchot and M. Schneider (eds.) Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche. (rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. 2. Commission des Communautés Européennes and FAO, Rome.
- Bauchot, M.L., 1987. Raies et autres batoides. P. 845-886. In W. Fischer, M.L. Bauchot and M. Schneider (eds.) Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche. (rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. 2. Commission des Communautés Européennes and FAO, Rome.
- Cohen, D.M., Inada, T., Iwamoto, T., Scialabba, N., 1990. FAO species catalogue. Vol. 10. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. FAO Fish. Synop. 125(10). Rome: FAO. 442 p.
- Compagno, L.J.V., 1984. FAO Species Catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2 - Carcharhiniformes. FAO Fish. Synop. 125(4/2):251-655. Rome: FAO.
- Gervais, H.F., Boulart R., 1877. Les poissons: synonymie, description, frai, pêche, iconographie des espèces. 3: Les poissons de mer, Partie 2.
- Lloris, D., Rucabado, J., 1998. Guide FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Guide d'Identification des ressources marines vivantes du Maroc. FAO, Rome. 263 pp.

Nakamura, I., Parin, N.V., 1993. FAO Species Catalogue. Vol. 15. Snake mackerels and cutlassfishes of the world (families Gempylidae and Trichiuridae). An annotated and illustrated catalogue of the snake mackerels, snoeks, escolars, gemfishes, sackfishes, domine, oilfish, cutlassfishes, scabbardfishes, hairtails, and frostfishes known to date. FAO Fish. Synop. 125(15). 136 pp.

Reiner, F., 1996. Catálogo dos peixes do arquipélago de Cabo Verde. Publ. Avuls. Inst. Port. Invest. Mar. 2, 339 pp.

Schneider, W., 1990. FAO species identification sheets for fishery purposes. Field guide to the commercial marine resources of the Gulf of Guinea. Prepared and published with the support of the FAO Regional Office for Africa. Rome: FAO. 268 pp.

Terofal, F., Militz, C., 1997. Ryby slodkowodne