



ESTRATEGIA MARINA

DEMARCACIÓN MARINA NORATLÁNTICA

PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

DESCRIPTOR 4: REDES TRÓFICAS

EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL



Madrid, 2012



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

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía:

- Izaskun Preciado
- Francisco Velasco
- Julio Valeiras

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Larissa Modica

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas

Juan Bellas

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

José Luis Buceta Miller

Felipe Martínez Martínez

Ainhoa Pérez Puyol

Sagrario Arrieta Algarra

Jorge Alonso Rodríguez

Ana Ruiz Sierra

Javier Pantoja Trigueros

Mónica Moraleda Altares

Víctor Escobar Paredes



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-175-8



ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR.....	2
1.1	Interpretación del descriptor. Criterios e indicadores aplicables. Ámbito y limitaciones. Escala espacial y temporal. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental. Principales presiones e impactos.....	2
1.1.1	Interpretación del descriptor	2
1.1.2	Criterios e indicadores aplicables.....	3
1.1.3	Ámbito y limitaciones.....	4
1.1.4	Escala espacial y temporal	7
1.1.5	Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental.....	7
1.1.6	Principales presiones e impactos	8
1.2	Fuentes de información. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Programas de seguimiento.....	9
1.2.1	Fuentes de información	9
1.2.2	Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor	9
1.2.3	Programas de seguimiento	11
2	EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	11
2.1	Conceptos clave	11
2.2	Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador.....	12
2.2.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	12
2.2.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	13
2.2.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales	15
2.3	Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos	23
2.3.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	23
2.3.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	23
2.3.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales.....	31
2.4	Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento	52
2.5	Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.....	52
3	DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL	53
3.1	Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones.	53
3.2	Definición del Buen Estado Ambiental	54
4	Referencias.....	54
5	Anexo. Campaña DEMERSALES	57



Descriptor 4: Redes tróficas

1 INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR

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

1.1.1 Interpretación del descriptor

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

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

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

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

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



“normal” se podría interpretar también como aquella que presenta una diversidad funcional, específica de cada región, sujeta a las condiciones climáticas reinantes y que garantizan el funcionamiento global del ecosistema.

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

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

1.1.2 Criterios e indicadores aplicables

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

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

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



todos a la inexistencia de la información necesaria para estimar las tendencias en los indicadores. Por su parte, independientemente de los predadores apicales, existen datos de productividad (producción primaria) de fitoplancton en dos de los radiales de la Demarcación Noratlántica (ver grupo plancton en Descriptor 1).

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

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

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

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

1.1.3 Ámbito y limitaciones

Los datos disponibles para este descriptor en la Demarcación Noratlántica están circunscritos a la plataforma continental de Galicia y mar Cantábrico, abarcando los fondos sedimentarios desde los 70 m hasta los 500 m de profundidad. Las redes tróficas costeras así como las zonas rocosas quedan por tanto fuera de los resultados proporcionados, considerándose como lagunas de información (véase más abajo). Por todo ello, las



Conclusiones que se extraigan de este descriptor no pueden extrapolarse al conjunto de la demarcación. Esto representa una de las principales limitaciones de la información disponible hasta el momento para hacer una evaluación global de la demarcación, aunque es importante señalar que se centran en un área muy amplia y sometida a una fuerte presión pesquera.

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

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

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

1.1.3.1 Propuesta de nuevos indicadores

El análisis de las relaciones tróficas puede constituir un indicador que asegure la viabilidad a largo plazo de los componentes del ecosistema. La composición de la dieta de un grupo de especies depende del consumo de cada uno de los componentes del sistema, y puede proporcionar una medida de la abundancia relativa de las presas, así como del grado de conectividad en la cadena trófica. Por ello, la dieta de algunas especies, en especial predadores apicales, puede proporcionar una idea de los cambios en las redes tróficas. A



nivel de especie, por ejemplo, cambios históricos en la alimentación (medidos a partir de análisis de contenidos estomacales, que indica el nivel trófico de la dieta) pueden utilizarse como indicador del estado de la red trófica.

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

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

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

Tabla sacada de Rochet and Trenkel (2003)

^a Punto de referencia potencialmente definido basado en Teoría (T) o en datos comparativos (C)

^b Mensurabilidad basada en datos disponibles (+), se listan datos adicionales necesarios



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

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

1.1.4 Escala espacial y temporal

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

Respecto a la escala temporal, las series históricas disponibles son diferentes en cada demarcación, abarcando desde las últimas dos décadas hasta una sola década. Los resultados del presente informe están basados en el análisis de los datos provenientes de las campañas Demersales que el Instituto Español de Oceanografía viene realizando desde 1983 hasta la actualidad. Se trata de campañas anuales que se llevan a cabo en otoño por lo que se da en este caso una “visión otoñal” del ecosistema. Como se ha mencionado anteriormente, la franja costera por debajo de los 70 m de profundidad, queda fuera del ámbito de estas campañas y por tanto no se dispone de datos para realizar una evaluación adecuada de la misma.

1.1.5 Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental

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



cambio en la abundancia y distribución de una especie dada afectará directa o indirectamente a otras especies, y por tanto a la cadena trófica.

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

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

1.1.6 Principales presiones e impactos

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

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



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

1.2.1 Fuentes de información

Para la evaluación ambiental del estado actual del Descriptor 4, el Instituto Español de Oceanografía dispone de unas bases de datos muy extensas provenientes de la serie histórica de campañas anuales de evaluación de recursos pesqueros que lleva a cabo en la plataforma continental de Atlántico y Mediterráneo. No todas las demarcaciones disponen de las mismas series históricas. En concreto, para la Demarcación Noratlántica, la serie histórica disponible abarca desde 1983 hasta la actualidad, llevándose a cabo las campañas siempre en otoño. Estas bases de datos han servido para dar respuesta a dos de los indicadores de la Directiva (4.2.1. y 4.3.1.). Para desarrollar y evaluar el indicador 4.1.1 Productividad en el grupo Aves marinas, SEO dispone de información relativa al éxito reproductor de aves marinas (ver documento Aves marinas).

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

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

1.2.2 Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor

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

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



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

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

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

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

Criterio 4.2 Proporción de especies en la cima de la cadena trófica

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

Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes (en biomasa)

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

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

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



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

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

Tabla sacada de Piha y Zampoukas (2010)

1.2.3 Programas de seguimiento

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

El Instituto Español de Oceanografía realiza campañas anuales de evaluación de recursos demersales que son la base de la información aportada en este informe (para mayor detalle, ver Anexo I Campaña DEMERSALES). Gracias a la toma de datos que lleva a cabo el IEO desde comienzos de los '80, se puede dar respuesta a una parte de los indicadores del descriptor 4. La visión temporal es clave en estos indicadores y, a pesar de las lagunas de información existentes, se ha podido reflejar las tendencias y evoluciones temporales de los indicadores propuestos por la Directiva.

2 EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1 *Conceptos clave*

Las redes tróficas marinas están basadas en interacciones tróficas entre los consumidores y sus presas. La composición de especies de los ecosistemas varía en cada región/subregión, pero los principios de transferencia de energía por los que se rigen las conexiones tróficas



desde el sol, los organismos fotosintéticos (en el medio marino, algas y fitoplancton) y los sucesivos niveles tróficos, son similares en todos los mares.

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

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

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

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

2.2.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

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

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



2.2.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes

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

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

2.2.2.1 Consideraciones sobre el indicador “Proporción de peces grandes”

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

Sin embargo, algunos estudios recientes que han examinado tanto los cambios en la estructura de tallas como en los niveles tróficos sugieren evidencias contradictorias. En el Noroeste del Mar del Norte, en una región con mucha presión pesquera, se observó anticipadamente un cambio en la estructura de tallas de la comunidad de peces demersales, sin detectarse no obstante cambios en los niveles tróficos; estaba presente la misma



proporción de piscívoros, aunque de menor tamaño. Es decir, que los grandes ictiófagos habían sido reemplazados por la misma población de peces pero más pequeños (Jennings et al., 2002). Estas observaciones llevan a poner en cuestión el papel de los indicadores basados en la talla como indicadores de cambios en las redes tróficas. Se debería por tanto re-examinar el papel de estos indicadores, como el LFI, antes de poner demasiada confianza en ellos como indicadores de Buen Estado Ambiental de las redes tróficas para la Estrategia Marina.

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

2.2.2.2 Metodología

Es un indicador de estado y lo que calcula es la proporción (en biomasa) de peces grandes respecto al total de la comunidad de peces. Los datos provienen de las campañas de evaluación de peces demersales que el Instituto Español de Oceanografía lleva a cabo anualmente desde 1983 en la Demarcación Noratlántica. Debido a cambios en el tipo de arte, barco, tiempo de arrastre etc. durante los primeros años de la serie histórica, se ha decidido utilizar para el cálculo de este indicador sólo los datos a partir de 1990, año a partir del cual son comparables los datos por tratarse de campañas homogéneas y uniformes en el tiempo. Estas campañas se llevan a cabo en otoño, por lo cual el cálculo de este indicador nos dará una “visión otoñal” de la proporción de peces grandes en la comunidad demersal (para más detalles sobre las campañas Demersales ver Anexo III).

El rango batimétrico abarca de 70 a 500 m, excluyendo por tanto especies de peces costeras y peces y elasmobranquios de profundidad. Para el cálculo de este índice se han incluido únicamente aquellas especies bien muestreadas. La elección de las especies se ha realizado en base a los siguientes criterios:

Especies que:

- Aparecían en un 50% de los años (es decir, en un mínimo de 10 años)
- En los años que aparecían, se capturaron al menos 20 ejemplares en toda la campaña.
- En los años que aparecían, se capturaron en un mínimo de 5 lances (para garantizar la inclusión de especies cuya presencia no sea esporádica u ocasional)

Y excluyéndose:



- Especies con mala capturabilidad (p.e. la anchoa y la sardina por ser especies pelágicas)
- Especies con cobertura insuficiente de muestreo para seguimiento (p.e. especies de profundidad)
- Especies con inconsistencias en la unidad y tipo de medida en los muestreos (p.e. la especie *Chimaera monstrosa*)

Se han añadido además especies como p. ej. *Scyliorhinus stellaris* por su tendencia temporal descendiente y por la presencia de la especie congénere *S. canicula*.

Este indicador se calcula a partir de las tallas y las biomásas de cada especie seleccionada. Una vez seleccionadas las especies, los datos de captura por tallas, estandarizados por lance siguiendo los protocolos del IBTS (International Bottom Trawl Survey), se convierten a peso utilizando la relación talla-peso para cada especie siguiendo la fórmula: $W = a \cdot L^b$, donde los parámetros a y b derivan de los datos del muestreo. La talla umbral a la que se considera “pez grande” se ha establecido ajustando un polinomio de sexto grado a las cuatro series del indicador resultantes de cuatro tallas umbrales diferentes (30, 35, 40, 45 cm). Estos gráficos no se muestran en el informe sin embargo se ha observado que la serie que presentaba una menor variación interanual (y un mayor valor de r^2) ha sido la talla 35 cm, por lo que ha sido elegida como talla umbral.

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

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

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

2.2.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales

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

- ▶ Grupos con tasas de renovación rápida (fitoplancton, zooplancton, medusas, peces pelágicos de vida corta) que responda de manera rápida a cambios en el ecosistema
- ▶ Grupos/especies objetivo de actividades humanas o que estén afectadas de manera indirecta (captura accidental, descartes)
- ▶ Grupos/especies que definan un hábitat (p.e. corales, esponjas en comunidades bentónicas)



- ▶ Grupos/especies en la cima de la cadena trófica (túnidos, tiburones, mamíferos marinos, aves marinas, tortugas)
- ▶ Grupos/especies estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico

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

Aunque estos grupos/especies con tasas de renovación rápida, especialmente fitoplancton y zooplancton son tratados y evaluados detenidamente en el Descriptor 1, y los peces pelágicos de vida corta en el Descriptor 3 de especies explotadas, se presentan aquí los análisis de los grupos funcionales tanto de fitoplancton como de zooplancton.

La evaluación inicial del grupo plancton (fitoplancton y zooplancton) en la Demarcación Noratlántica se fundamentó en la información taxonómica de plancton procedente del proyecto de series temporales oceanográficas (RADIALES) que mantiene el Instituto Español de Oceanografía (<http://www.seriestemporales-ieo.com>). El muestreo de RADIALES se lleva a cabo mensualmente en una serie de estaciones oceanográficas de muestreo distribuidas en secciones dispuestas a lo largo de la plataforma continental Nord Ibérica. Estas secciones se encuentran frente a Vigo, A Coruña, Cudillero, Gijón y Santander, y su muestreo corre a cargo de los respectivos Centros Oceanográficos. En el caso de la sección de Cudillero, el muestreo se lleva a cabo por la Universidad de Oviedo en el marco de un Convenio de Colaboración entre esta Universidad y el IEO.

Fitoplancton. La variación temporal de la distribución vertical de clorofila a, como variable subrogada de la biomasa de fitoplancton, se estimó en la plataforma continental a partir de los registros de fluorescencia en las estaciones oceanográficas de las secciones. Se emplearon asimismo datos de concentración de clorofila derivados de satélite (SeaWiFS; <http://reason.gsfc.nasa.gov/Giovanni/>) para definir la variación temporal de la biomasa superficial de fitoplancton en el conjunto de la Demarcación Noratlántica (y zona adyacente). Las estaciones oceanográficas que proporcionan información taxonómica de la comunidad de fitoplancton en las diferentes secciones son: Vigo, RVi1 (costera: parte media de la Ría) y RVi3 (plataforma media); A Coruña, RCo2 (plataforma media, cercana a costa); Cudillero, RCu2 (plataforma media); Gijón, RGi2 (plataforma media).

Zooplancton. Las estaciones oceanográficas que proporcionan datos de biomasa y abundancia totales de zooplancton en las diferentes secciones son: Vigo, RVi15, RVi1 y RVi3 (parte interna y media de la ría, y plataforma media); A Coruña, RCo2, (plataforma media); Gijón, RGi1, RGi2 y RGi3 (plataforma interna, media y media-externa); Santander, RSt2, RSt4 y RSt6 (plataforma interna, media y externa). Las estaciones para las que se obtiene información taxonómica (abundancias por grupos taxonómicos y/o especies) son: Vigo, RVi1, RVi3; A Coruña, RCo2; Santander, RSt2, RSt4 y RSt6.



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

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

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

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



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

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

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

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

Respecto a los túnidos, las dos especies más importantes son el atún blanco y el atún rojo. En el presente informe la información disponible procede de las capturas y desembarcos en los principales puertos. Para más información sobre la mortalidad pesquera (F) de estas especies de atunes y la capacidad reproductiva de la población (SSB) consultar el Descriptor 3 de especies explotadas.

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

Ya hemos mencionado la carencia de una “base trófica” dentro de los indicadores elegidos por la Directiva para definir el Buen Estado Ambiental. Por ello nuestros grupos/especies estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico se han seleccionado por grupos funcionales y están por tanto basados en su dieta. De nuevo no hay que olvidar que la Evaluación del Estado Ambiental que se está ofreciendo da respuesta solo a una parte de los ecosistemas marinos, ya que disponemos de información únicamente del ecosistema de plataforma continental (de fondos sedimentarios) que abarca de los 70 a los 500 m de profundidad. El Instituto Español de Oceanografía dispone de una serie histórica muy importante de dieta de peces demersales y pelágicos, y que es la base de los grupos funcionales seleccionados para dar respuesta a este indicador.

Los datos analizados provienen de las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo realizadas anualmente entre 1990 y 2010 en aguas de la plataforma continental de Galicia y Mar Cantábrico (demarcación Noratlántica). Como en el caso del anterior indicador, se han excluido aquellos lances por debajo de 70 m y mayores de 500 m, por tanto los datos aportados abarcan un rango batimétrico de 70 – 500 m de profundidad. La descripción de la campaña DEMERSALES se puede ver con detalle en el Anexo I.



2.2.3.1 Descripción de los grupos funcionales de las comunidades de plataforma y talud

Como ya se ha mencionado anteriormente, un **grupo funcional** es un conjunto de organismos que se alimentan del mismo tipo de presa (utilizando el mismo recurso trófico), pero además viven en hábitats similares y presentan metabolismos y modos de vida parecidos. Esto quiere decir que por ejemplo una sardina y un coral no pertenecen al mismo grupo funcional a pesar de que ambos se alimenten de copépodos.

Los grupos funcionales definidos aquí están basados en las especies demersales y bentónicas de la plataforma continental, es decir especies que viven en fondos sedimentarios entre 70 m y 500 m de profundidad. En la demarcación Noratlántica, estos grupos funcionales se han basado en un modelo trofodinámico ya existente (Sánchez y Olaso, 2004), ampliado posteriormente dentro del proyecto ECOPREST. Se han identificado un total de 42 grupos funcionales (Tabla 3) que engloban desde especies individuales, consideradas de especial importancia ecológica dentro del ecosistema, hasta conjuntos de especies pertenecientes a un mismo grupo taxonómico. Las especies explotadas se han considerado como grupos funcionales aparte por su importancia comercial y el claro impacto que ejerce la presión pesquera sobre ellas. En el caso de la merluza por ejemplo (*Merluccius merluccius*) se han definido dos grupos funcionales distintos en función del tamaño (grande y pequeña), por tratarse de una especie importante comercialmente, con hábitos alimenticios muy diferentes entre juveniles y adultos así como una clara segregación espacial. Algunos de estos grupos funcionales son tratados en profundidad en otros descriptores (Descriptor 3) (p.e. merluza, rapes, gallos), sin embargo los datos provienen de distintas fuentes y por ello se considera oportuno mostrar aquí también la evolución temporal de la abundancia de estas especies basada en las campañas de evaluación pesquera, y cuya metodología ha sido homogénea a lo largo de las 2 últimas décadas. Las especies de comportamiento más pelágico como la caballa, la anchoa o la sardina se han considerado también aparte por la misma razón, y a pesar de no estar “bien muestreadas” debido al arte de arrastre empleado en las campañas, son muy importantes como especies comerciales, y buena parte de los datos procedentes de estas campañas son utilizados en los grupos internacionales de evaluación de especies explotadas.

En algunos casos no se dispone de información suficiente o al menos no de la información necesaria para dar respuesta a este indicador (para ver tendencias temporales se requiere de una base de datos histórica más o menos larga) y establecer por tanto el Buen Estado Ambiental. El conjunto de especies en la cima de cadena trófica como los mamíferos marinos (de los que no existen datos suficientes sobre las poblaciones de cetáceos que permitan estimar tendencias), las aves marinas, túnidos o tiburones pelágicos están incluidos en la Tabla 3 sin embargo son tratados en otros descriptores. Es importante mencionar que en el futuro sería conveniente implementar los datos de todos estos grupos funcionales en un único modelo que englobe todos los compartimentos del ecosistema (incluyendo los compartimentos planctónicos).

Por otra parte, hay grupos funcionales como peces meso-batipelágicos, zooplancton gelatinoso... etc. de los que sería necesario mejorar su conocimiento con estudios específicos para su evaluación y seguimiento. En otros casos disponemos de información



puntual (p.e. suprabentos) pero no de una serie histórica. Toda esta información será necesaria de cara al futuro para completar estas lagunas de información y establecer programas de seguimiento que nos ayuden a evaluar el estado ambiental de estos grupos funcionales.

Para ver la tendencia temporal de los grupos funcionales seleccionados se muestran los gráficos de la biomasa media por lance (kg/lance) a lo largo de las dos últimas décadas.

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

Tabla 3. Grupos funcionales de la demarcación Noratlántica

N	Grupo funcional	Especies
1	Aves marinas: pelágicas planctívoras, pelágicas piscívoras, costeras piscívoras, buceadoras piscívoras)	<i>Ver documento Aves marinas</i>
2	Odontocetos	<i>Delphinus delphis, Tursiops truncatus, Phocoena phocoena</i>
3	Misticetos	Ninguna (en esta primera evaluación)
4	Tiburones pelágicos	<i>Prionace glauca, Isurus spp., Lamna spp.</i>
5	Túnidos	<i>Thunnus alalunga, Thunnus thynnus</i>
6	Merluza grande	<i>Merluccius merluccius</i> ≥20cm
7	Merluza pequeña	<i>Merluccius merluccius</i> <20cm
8	Rapes	<i>Lophius budegassa, Lophius piscatorius</i>
9	Gallos	<i>Lepidorhombus boscii, Lepidorhombus</i>



	<i>whiffiagonis</i>
10 Peces demersales grandes	<i>Chelidonichthys lucernus, Conger conger, Zeus faber</i>
11 Tiburón pintarroja	<i>Scyliorhinus canicula</i>
12 Peces demersales de profundidad	<i>Chimaera monstrosa, Trachyrincus scabrus, Lepidion eques, Hydrolagus mirabilis, Nezumia aequalis, Pagellus bogaraveo ≥20, Helicolenus dactylopterus ≥20, Phycis blennoides ≥19 cm</i>
13 Tiburones de profundidad	<i>Galeus melastomus, Etmopterus spinax, Deania calcea, Deania profundorum, Scymnodon ringens</i>
14 Rayas	<i>Raja clavata, Raja montagui, Leucoraja naevus</i>
15 Peces bentófagos	<i>Arnoglossus imperialis, Arnoglossus laterna, Bathysolea profundicola, Callionymus lyra, Callionymus maculatus, Chelidonichthys cuculus, Chelidonichthys gurnardus, Crystallogobius linearis, Deltentosteus quadrimaculatus, Gaidropsarus macrophthalmus, Gobius niger, Helicolenus dactylopterus <20 cm, Lesueurigobius friesii, Microchirus variegatus, Mullus surmuletus, Pagellus acarne, Phycis blennoides <20 cm, Pomatoschistus minutus, Pomatoschistus pictus, Solea lascaris, Solea solea, Trachinus draco, Trisopterus luscus</i>
16 Peces nectófagos	<i>Argentina sphyraena, Capros aper, Cepola rubescens, Gadaculus argenteus, Macroramphosus scolopax, Pagellus bogaraveo < 20, Trisopterus minutus</i>
17 Lirio	<i>Micromesistius poutassou</i>
18 Jurel	<i>Trachurus mediterraneus Trachurus trachurus</i>
19 Caballa-Estornino	<i>Scomber scombrus, Scomber japonicus</i>
20 Anchoa	<i>Engraulis encrasicolus</i>
21 Sardina	<i>Sardina pilchardus</i>
22 Peces meso-batipelágicos	No se muestrean adecuadamente



23	Calamares y potas	<i>Alloteuthis spp.</i> , <i>Illex coindetii</i> , <i>Loligo spp.</i> , <i>Todarodes sagittatus</i> , <i>Todaropsis eblanae</i>
24	Cefalópodos bentónicos	<i>Eledone cirrhosa</i> , <i>Octopus vulgaris</i> , <i>Rondeletiola minor</i> , <i>Rossia macrosoma</i> , <i>Sepia elegans</i> , <i>Sepia officinalis</i> , <i>Sepia orbignyana</i> , <i>Sepietta oweniana</i> , <i>Sepiola sp.</i>
25	Gasterópodos	<i>Argobuccinum olearium</i> , <i>Buccinum spp.</i> , <i>Calliostoma spp.</i> , <i>Charonia lampax</i> , <i>Colus spp.</i> , <i>Galeodea rugosa</i> , <i>Lunatia catena</i> , <i>Lunatia fusca</i> , <i>Neptunea contraria</i>
26	Cigala	<i>Nephrops norvegicus</i>
27	Decápodos detritívoros	<i>Anapagurus laevis</i> , <i>Munida intermedia</i> , <i>Munida iris</i> , <i>Munida sarsi</i> , <i>Munida tenuimana</i> , <i>Pagurus alatus</i> , <i>Pagurus bernhardus</i> , <i>Pagurus cuanensis</i> , <i>Pagurus excavatus</i> , <i>Pagurus prideaux</i>
28	Patexo (cangrejo pelágico)	<i>Polybius henslowii</i>
29	Decápodos bentófagos	<i>Bathynectes maravigna</i> , <i>Chlorotocus crassicornis</i> , <i>Dichelopandalus bonnieri</i> , <i>Liocarcinus depurator</i> , <i>Liocarcinus marmoreus</i> , <i>Necora puber</i> , <i>Liocarcinus pusillus</i> , <i>Macropipus tuberculatus</i> , <i>Plesionika heterocarpus</i> , <i>Plesionika martia</i> , <i>Processa canaliculata</i> <i>Processa spp.</i>
30	Gambas zooplanctívoras	<i>Acanthephyra purpurea</i> , <i>Pasiphaea multidentata</i> , <i>Pasiphaea sivado</i>
31	Macrozooplancton migrador	Eufausiáceos, Misidáceos (No se muestrean adecuadamente)
32	Suprabentos detritívoro	Anfípodos, Isópodos, Tanaidáceos, Cumáceos (No se muestrean adecuadamente)
33	Zooplancton gelatinoso	Medusas, sifonóforos, salpas (no se muestrean adecuadamente)
34	Equinodermos carnívoros	<i>Anseropoda placenta</i> , <i>Astropecten auranticus</i> , <i>Astropecten irregularis</i> , <i>Gracilechinus acutus</i> , <i>Echinus esculentus</i> , <i>Echinus melo</i> , <i>Luidia ciliaris</i> , <i>Luidia sarsi</i> , <i>Luidia spp.</i> , <i>Marthasterias glacialis</i> , <i>Ophiothrix fragilis</i>



35	Equinodermos depositívoros	<i>Brissopsis lyrifera, Echinocardium spp., Laetmogone violacea, Phormosoma placenta, Spatangus purpureus, Stichopus regalis, Stichopus tremulus</i>
36	Poliquetos carnívoros	<i>Aphrodite aculeata, Aphroditidae spp., Chloeia venusta, Hyalinoecia tubicola, Laetmonice filicornis, Polynoidae, Sigalionidae</i>
37	Invertebrados bentónicos suspensívoros	<i>Actinauge richardi, Alcionum palmatum, Alcyonum digitatum, Alcyonum spp., Alcyonidium sp., Axinella polypoides, Axinella spp., Eunicella verrucosa, Funiculina quadrangularis, Geodia spp., Gorgonidae, Pennatula rubra, Pennatula sp., Phakelia ventilabrum, Phakellia spp., Plumularia sp., Pteroides spp.</i>

2.2.3.2 Descripción de los grupos funcionales del sistema planctónico

En la Demarcación Noratlántica se han identificado un total de 3 grupos funcionales: 2 de fitoplancton y 1 de zooplancton. Se han utilizado los valores de abundancia de determinados grupos funcionales, seleccionados en base a sus niveles de recurrencia / abundancia. Dentro del fitoplancton, se han seleccionado como grupos funcionales diatomeas y dinoflagelados, y para el zooplancton, se ha seleccionado el grupo de los copépodos.

2.3 Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos

2.3.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

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

2.3.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes

La evolución temporal para los años 1990 - 2010 de la proporción en peso de peces que superan la talla umbral de 35 cm de longitud total (LT), muestra un patrón relativamente estable en el tiempo, a pesar de la variabilidad interanual que afecta a la comunidad demersal a partir del año 1996 (Figura 1).



Durante la primera década se observa de hecho un patrón ligeramente descendiente que encuentra el mínimo histórico en 1996. A partir de este año se asiste a una inversión en la tendencia en la proporción de peces grandes, aunque hasta el año 2005 se haya observado una variabilidad interanual bastante marcada con variaciones del índice entre 0.17 y 0.29. Este último intervalo muestra grandes variaciones, de hasta 12 puntos porcentuales, en un periodo de tiempo relativamente corto (9 años). A partir del año 2005 el aumento se hace más evidente y en 2008 se alcanza el máximo valor histórico. En general los valores a partir del año 2006 se mantienen por encima de 0.25.

El año 1996 muestra el valor más bajo de este índice, debido fundamentalmente a uno de los mayores valores de biomasa de “peces pequeños” junto a una biomasa relativamente baja de peces grandes (LT > 35 cm) (Tabla 4). Aunque en 1996 se observe el mínimo absoluto para este indicador, no se observan descensos de biomasa debidos a ninguna especie en particular, sino que se debe más al conjunto global de peces grandes y peces pequeños y a los factores mencionados anteriormente (Figura 2, Figura 3).

Tabla 4. Valores anuales de biomasa total (g/lance) de peces y elasmobranquios pequeños (≤ 35 cm) y peces grandes (< 35 cm).

Año	≤ 35 cm (g/lance)	> 35 cm (g/lance)
1990	23315	11448
1991	14123	11909
1992	31088	12887
1993	35612	11055
1994	41767	11307
1995	44137	10888
1996	57255	11629
1997	43311	12401
1998	46880	11207
1999	39056	9603
2000	54387	15896
2001	40598	16501
2002	31422	12018
2003	34056	12100
2004	34354	13819
2005	61482	17382
2006	45377	16296
2007	37836	18666
2008	21278	15168
2009	43445	17712
2010	41151	19112



Respecto al año 2008, segundo valor más alto en la serie histórica, se ha detectado un valor muy bajo de biomasa de peces “pequeños” pero un mantenimiento de la biomasa de peces grandes. Esto ha provocado la disminución del denominador y por tanto una subida indirecta del indicador. Por otra parte, entre las especies “pequeñas”, ninguna ha mostrado descensos espectaculares como para influir en el valor del índice.

En términos generales los años 2005 - 2010 se caracterizan por un aumento en la biomasa de peces grandes respecto a los años anteriores. Esto se podría interpretar como una buena señal de recuperación por parte de la comunidad de peces y elasmobranquios demersales.

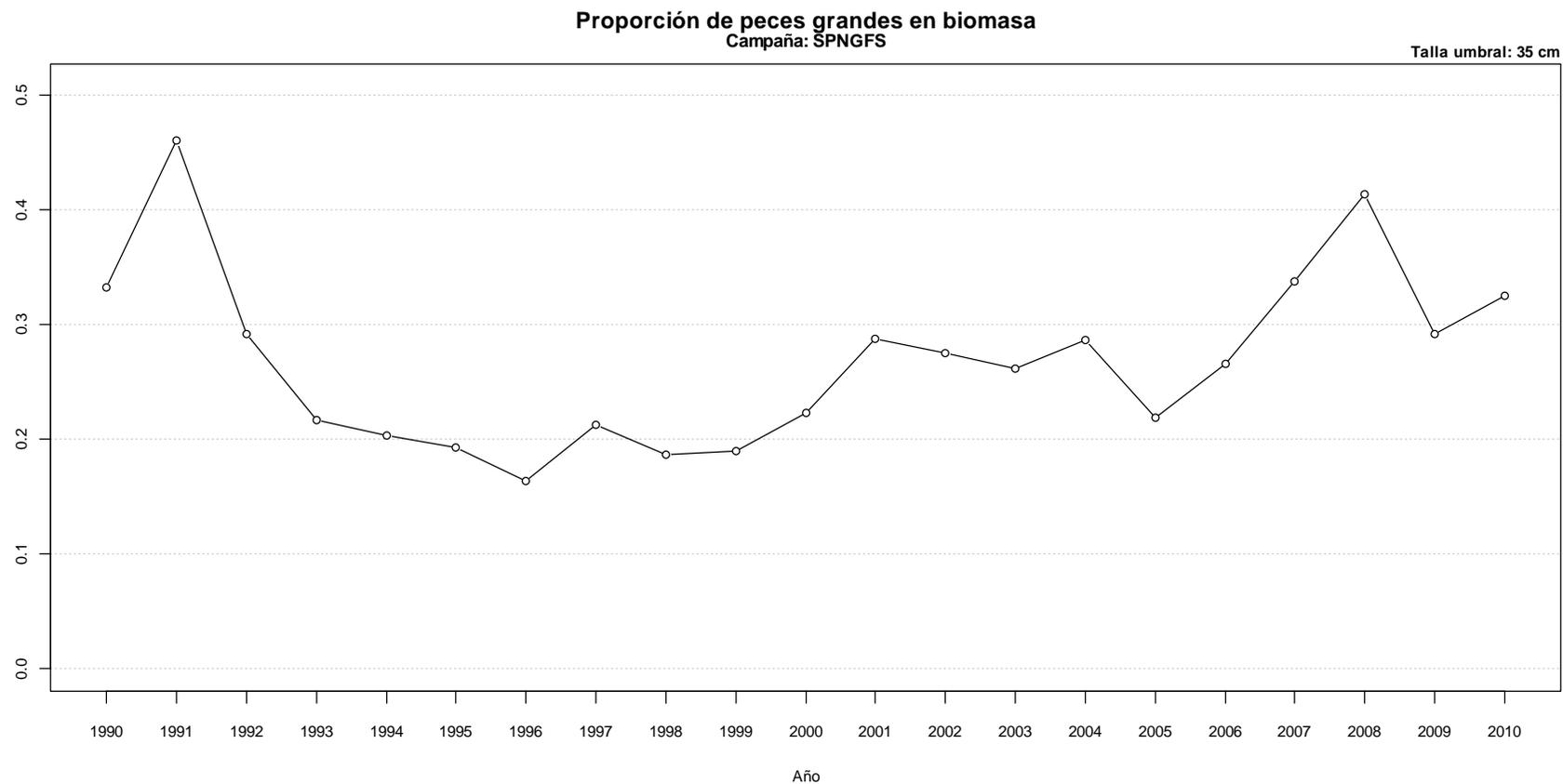


Figura 1. Evolución temporal de las últimas dos décadas (1990-2010) en la proporción de peces grandes de la demarcación Noratlántica. Este índice representa la proporción en peso de peces que superan la talla umbral de 35 cm (Longitud Total) con respecto al peso de la totalidad de la comunidad demersal muestreada.

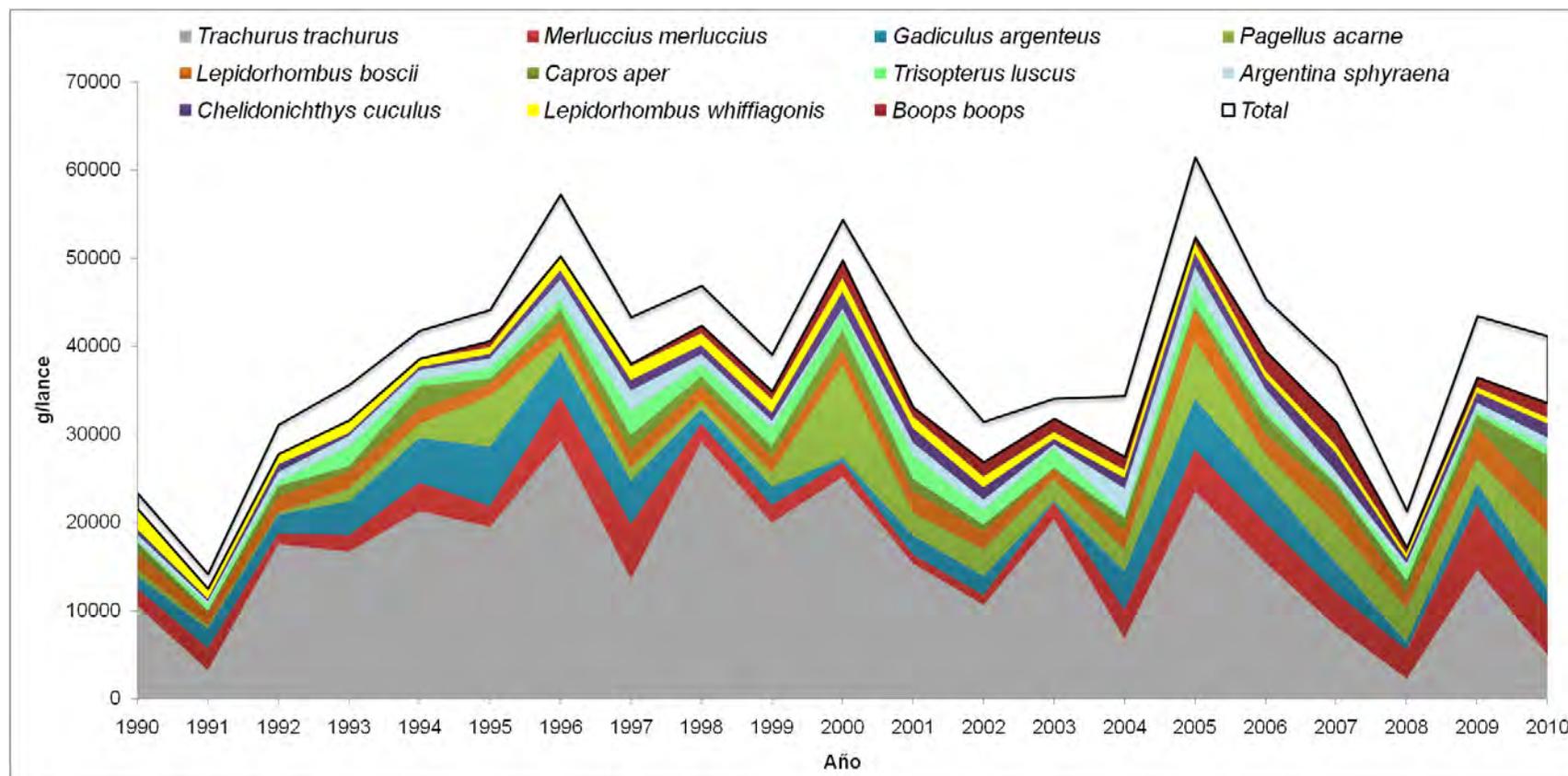


Figura 2. Evolución temporal de la biomasa de especies de peces de la comunidad con talla inferior a la talla umbral (≤ 35 cm) establecida para esta demarcación.

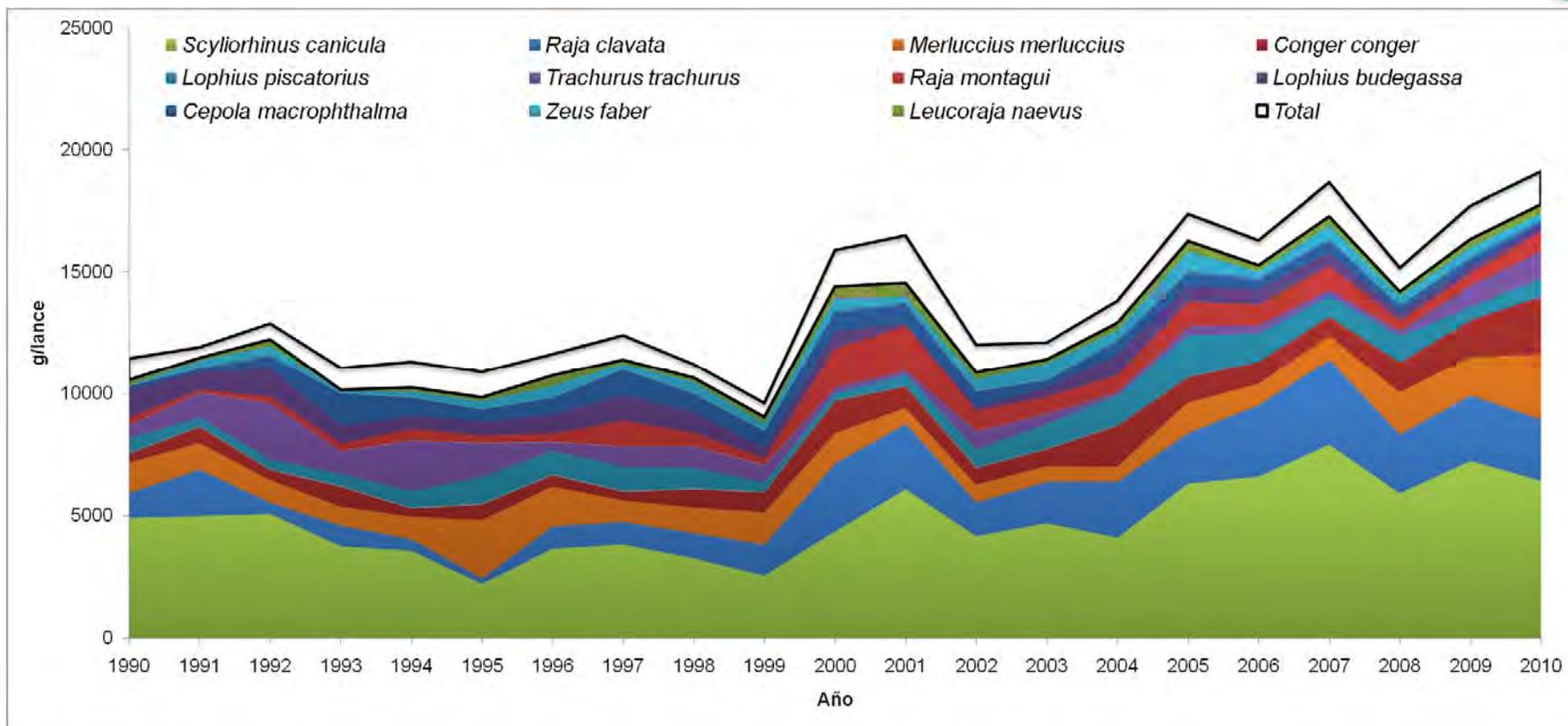


Figura 3. Evolución temporal de la biomasa de especies de peces y elasmobranquios de la comunidad con talla superior a la talla umbral (> 35 cm) establecida para esta demarcación.



Como hemos observado los resultados obtenidos no dependen únicamente de una especie en concreto o unas pocas especies en particular, sino que es más bien el conjunto de la comunidad lo que aumenta o disminuye, proporcionándonos así la imagen de una comunidad demersal compleja. En la comunidad demersal de plataforma del Mar Cantábrico y Galicia existe un grupo de especies que determinan su estructura. Estos grupos parecen estar afectados por la actividad pesquera más o menos en el mismo grado.

La figura que presenta la biomasa relativa de peces pequeños (≤ 35 cm) frente a peces grandes (>35 cm) anualmente (Figura 4) muestra la característica fundamental del ecosistema que es la gran variabilidad interanual. Sin embargo, es interesante destacar que esta variabilidad es mucho más acentuada en los peces pequeños que en los peces grandes que muestran una tendencia más constante y ligeramente creciente. Esta diferencia en el comportamiento de las series es debida al conjunto de especies, y no a una especie en concreto, ya que las diferentes especies presentan tendencias coordinadas, bien sean ascendentes o descendentes.

A pesar de la variabilidad observada, es posible identificar una cierta tendencia temporal, mostrando cómo en la década de los '90 se ha registrado una biomasa de peces pequeños bastante elevada y de peces grandes bastante baja, lo cual conlleva valores del indicador bastante bajos. Mientras que en los años 2000 - 2010 aparecen 2 periodos más o menos bien diferenciados: 1) el primero que abarca de 1999 a 2004, y en el cual es la biomasa de peces pequeños el factor que más afecta al indicador (siendo muy variables los valores, y en consecuencia variando también mucho el indicador; p.ej. en 2000), 2) mientras que a partir de 2005 se observa cómo la biomasa de peces grandes aumenta de manera significativa y se mantiene bastante estable en el tiempo, e influyendo mucho considerablemente en el valor del índice (Figura 2 y Figura 3).

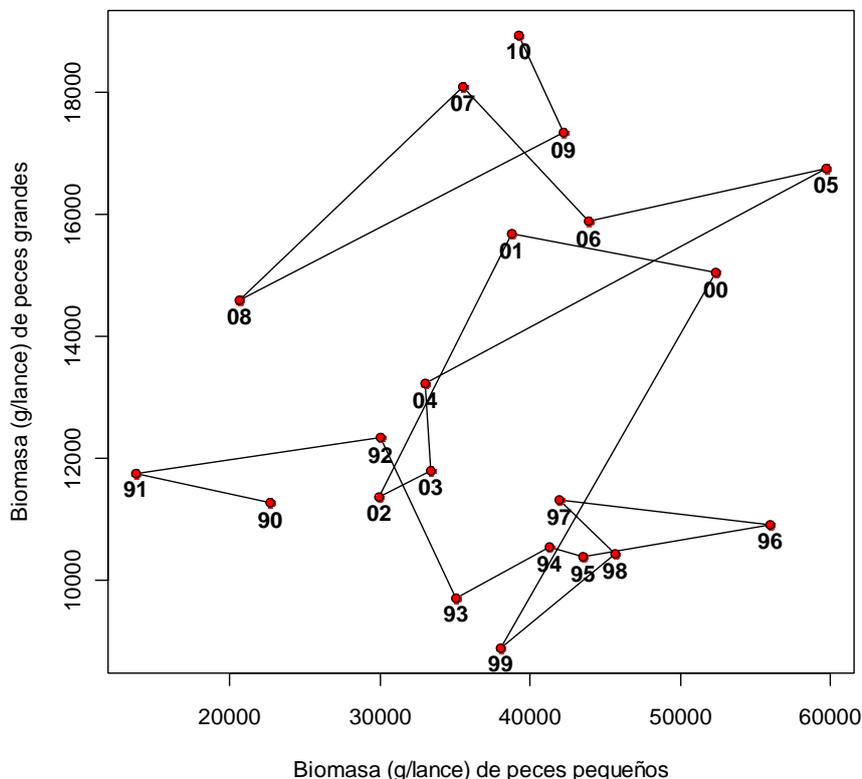


Figura 4. Relación anual entre la biomasa de los peces pequeños (≤ 35 cm) y los peces grandes (> 35 cm) en la demarcación Noratlántica.

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

Además, otra problemática añadida es que nuestra lista de especies de peces grandes incluye especies de gran talla como las rayas (*Raja* sp, *Leucoraja* sp). Estas especies se alimentan principalmente de crustáceos y tienen unos niveles tróficos considerablemente más bajos que otras especies depredadoras apicales. La teoría trofodinámica basada en las tallas establece que la pesca retira del ecosistema gran cantidad de peces grandes y esto provoca en consecuencia un aumento de los peces pequeños. Sin embargo, para que esto ocurra los peces grandes deben alimentarse de otros peces, cosa que no ocurre al mezclar comportamientos alimenticios tan variados como los de un rape y una raya. Consecuentemente, en nuestra zona la eliminación de peces grandes no necesariamente tiene un efecto sobre los peces pequeños.



2.3.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales

2.3.3.1 Grupo funcional de los túnidos

En el Golfo de Vizcaya tiene lugar una pesquería estacional del atún rojo Atlántico (*Thunnus thynnus*) desde finales de primavera hasta el otoño. La presencia de atún rojo en estas aguas se debe a una migración trófica de los juveniles de esta especie que se alimentan principalmente de peces zooplanctívoros y de pequeños crustáceos en la zona sureste del Golfo (Logan et al., 2011). Las capturas dirigidas al atún rojo se realizan por barcos de cebo vivo que operan principalmente desde los puertos más orientales del Mar Cantábrico, entre los que destacan los puertos de Hondarribia y Getaria debido a la importancia de sus desembarcos.

Las edades más abundantes en la captura están formadas por juveniles de 1 a 5 años, si bien es posible encontrar ejemplares de hasta 9 años. Históricamente la mayor parte de la captura estaba constituida por ejemplares de 1 a 3 años de edad, pero desde 2007 la talla mínima establecida en el Plan de Recuperación para esta especie prohíbe la captura de los individuos de 1 año. En la Figura 5 se observa que las capturas estaban basadas en las edades 1, 2 y 3, alcanzando el 90% del total. Desde 2007, los ejemplares de las edades 2 y 3 representan el 70% del total, siendo todavía la edad 2 la más abundante con cerca del 40%. La captura por edad desde la implementación de las actuales medidas de ordenación en 2007 comprende ejemplares de mayor edad (Figura 5).

El índice de abundancia relativa o captura por unidad de esfuerzo (CPUE) está representado en la Figura 6. En esta figura está representado el índice de abundancia observado o nominal y el índice estandarizado por edad (Rodríguez-Marín et al, 2003; 2009). Estos indicadores de la pesquería de ejemplares juveniles en el Golfo de Vizcaya no presentan ninguna tendencia clara debido a la gran variación interanual en la fuerza de la clase anual, no obstante los índices estandarizados de las edades 2,3 y 4 muestran una tendencia descendente en los últimos años. En ambas figuras (Figura 5, Figura 6) se observa claramente la señal de la abundante clase anual de 1994.

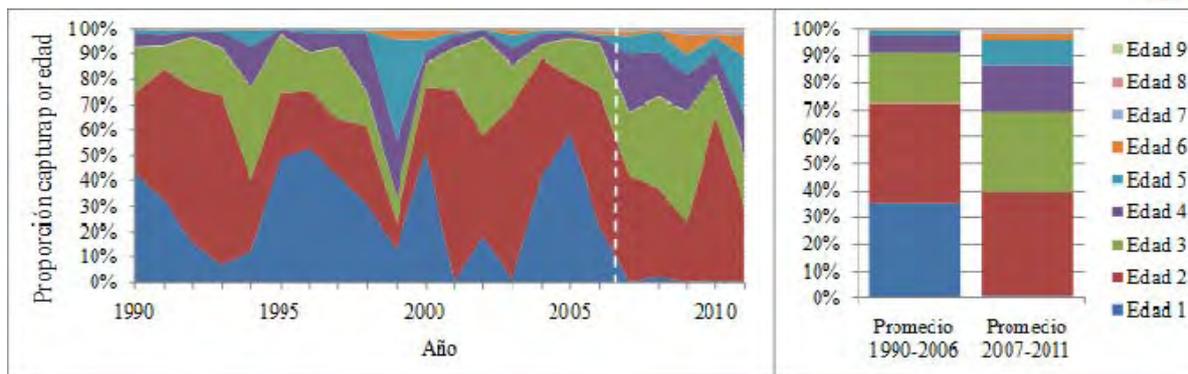


Figura 5. Captura por edad del Atún rojo Atlántico de la pesquería de cebo vivo del Golfo de Vizcaya, expresada como porcentaje anual por edad (número de ejemplares).

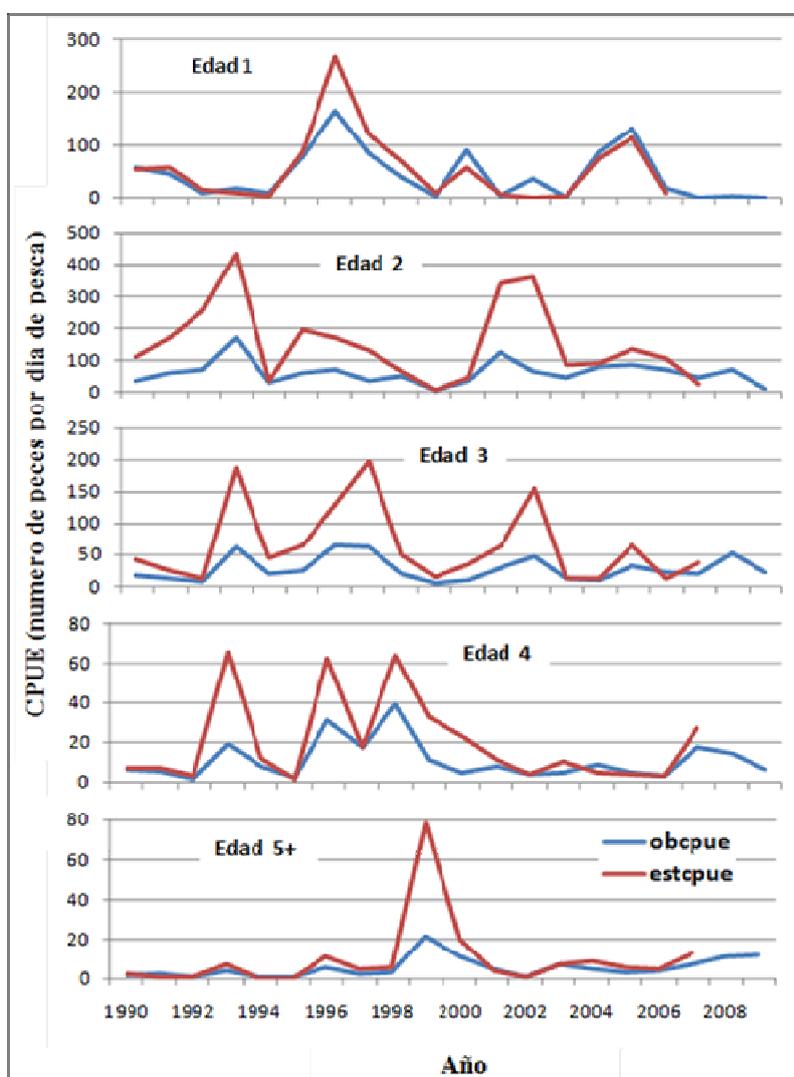


Figura 6. Índice de abundancia relativa (CPUE) observado y estandarizado por edad de atún rojo Atlántico procedente de la pesquería de cebo vivo del Golfo de Vizcaya.



En la Figura 7 se presenta la evolución del índice de biomasa del atún blanco (*Thunnus alalunga*) estimado para las dos últimas décadas. Se observan fluctuaciones interanuales a lo largo de la serie temporal entre 1990 y 2010 con un ajuste de tendencia creciente.

Este índice de biomasa (captura por unidad de esfuerzo) se ha calculado a partir de las capturas anuales provenientes de las dos flotas españolas de cacea y cebo vivo, que operan en el área en los meses de verano; y el esfuerzo de ambas flotas medido en días de pesca.

Estas flotas operan en un área extensa del Atlántico nordeste y mar Cantábrico. Para la estimación del indicador de atún blanco se ha seleccionado un área más restringida en concordancia con la demarcación Noratlántica empleada en la elaboración del descriptor de redes tróficas. Por tanto, este índice de biomasa se refiere al área de pesca que comprende el mar Cantábrico (40 - 45 ° N de latitud y 0° - 10 ° W). También hay que señalar que los factores físicos del medio como son la temperatura superficial, fenómenos de mesoescala, afloramiento, que influyen en la distribución junto con la disponibilidad de alimento y variaciones interanuales en la migración de esta especie influyen en gran medida en la capturabilidad de las flotas y en los rendimientos anuales que se obtienen.

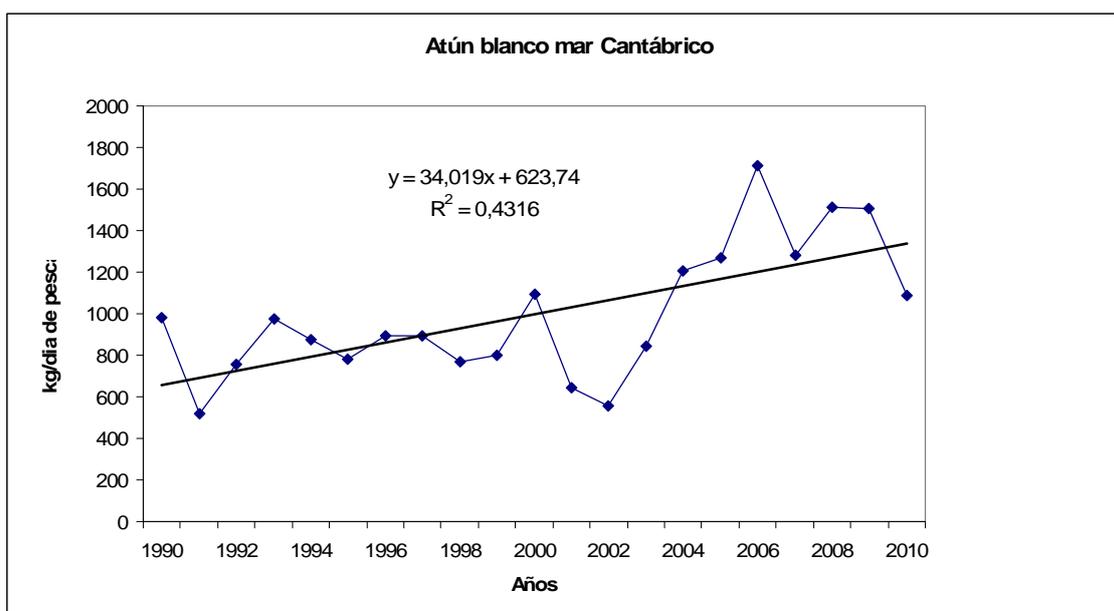


Figura 7. Evolución del índice de biomasa (kg/día de pesca) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 del grupo funcional atún blanco del Atlántico nordeste, área el golfo de Vizcaya.

2.3.3.2 Grupos funcionales ecosistema demersal de la plataforma continental

La tendencia temporal de los grupos funcionales seleccionados para el ecosistema demersal es muy variable como se puede ver en las figuras siguientes (Figura 8, Figura 9, Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15, Figura 16).



En la Figura 8 se puede ver la evolución en las dos últimas décadas de la merluza de talla > 20 cm, que muestra una tendencia estable aunque ligeramente creciente especialmente debido a los valores de los últimos 5-6 años. Ha sido a lo largo de estos últimos años donde se ha observado su recuperación, con el valor máximo de la serie en 2010. La merluza pequeña, sin embargo, presenta mayores oscilaciones a lo largo de la serie histórica, pero mostrando un patrón similar creciente. La abundancia de las dos especies de rape se mantiene estable en el tiempo, a pesar de las variaciones observadas a lo largo de la serie histórica.

Las dos especies de gallo (Figura 9) muestran un patrón muy estable en el tiempo ligeramente creciente. El grupo funcional de peces demersales grandes, que engloba a un grupo de especies típicamente ictiófagas, parece mostrar una tendencia muy estable, a excepción de dos picos de biomasa, en 1991 y 2000, debido a una gran abundancia esos años de las especies *Zeus faber* y *Chelidonichthys lucerna*, respectivamente. La pintarroja en cambio, muestra una tendencia claramente creciente, a pesar de las oscilaciones observadas.

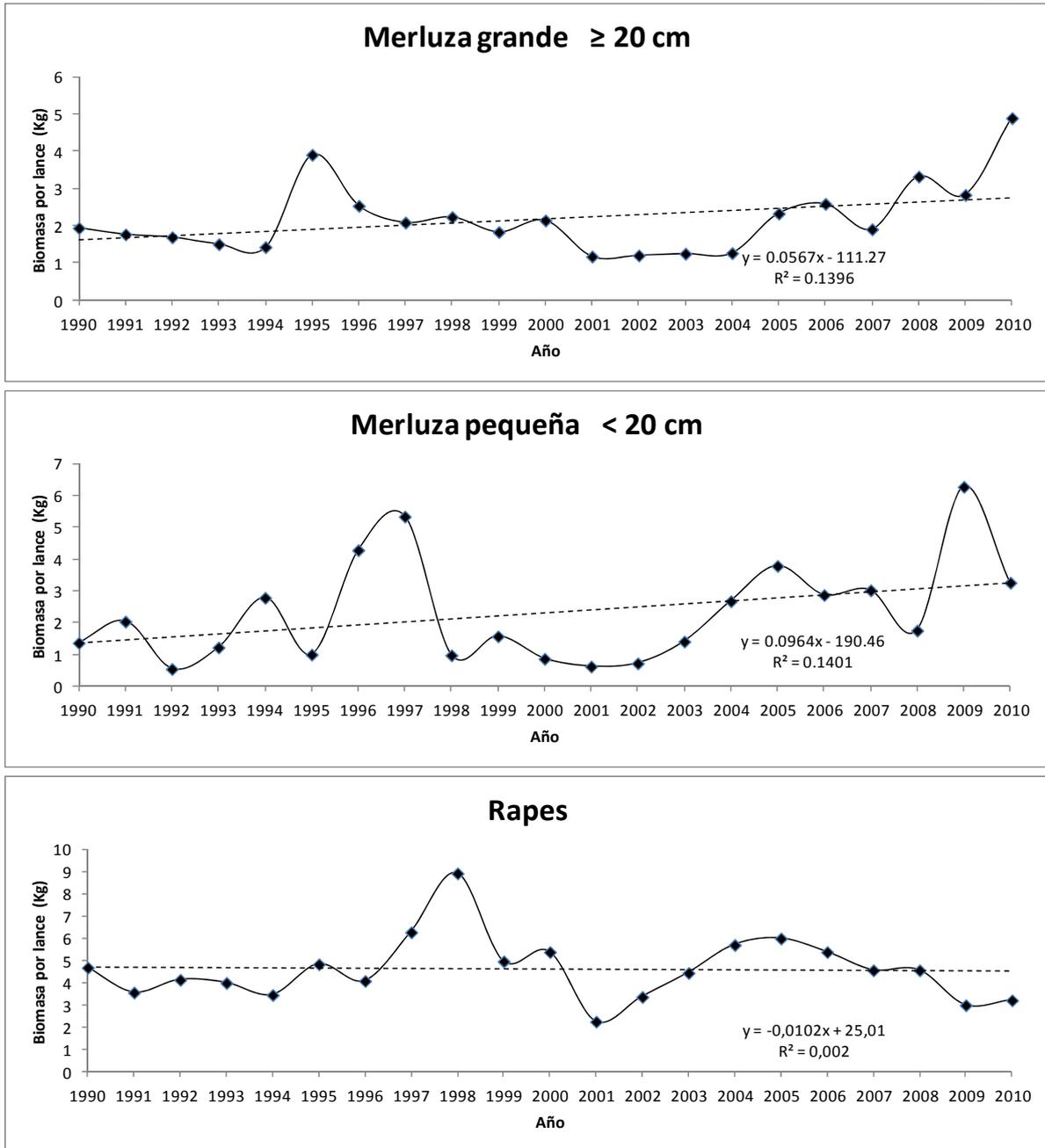


Figura 8. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 6 (merluza grande ≥ 20 cm), 7 (merluza pequeña < 20 cm) y 8 (rapes).

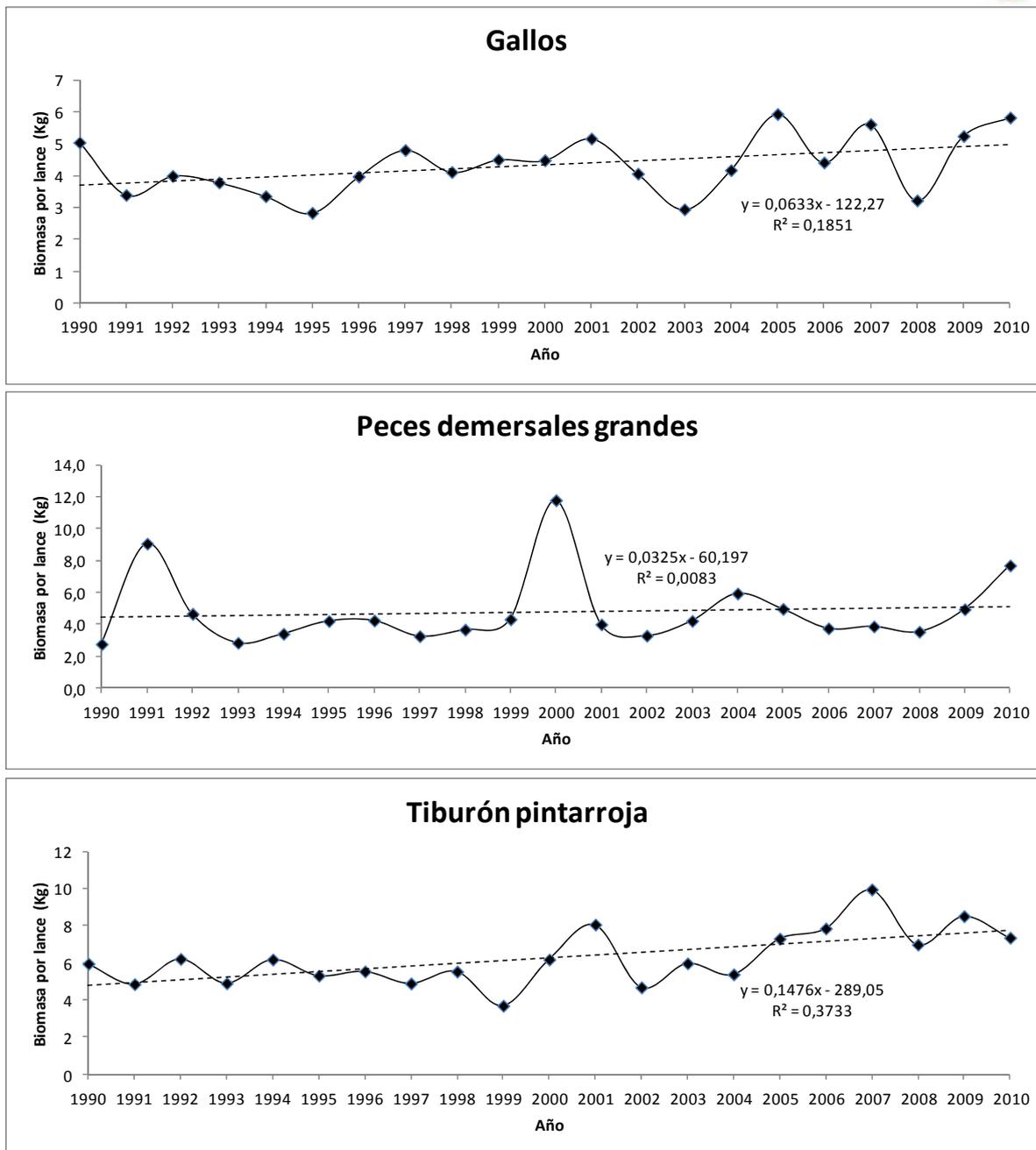


Figura 9. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 9 (gallos), 10 (peces demersales grandes) y 11 (tiburón pintarroja).

La Figura 10 muestra la importante subida en biomasa de los peces de profundidad, sin embargo este dato hay que tomarlo con precaución, ya que son especies que no están bien muestreadas porque sus picos de abundancia se encuentran por debajo de los 500 m de profundidad y por tanto fuera de la base de datos empleada. Lo mismo ocurre con los tiburones de profundidad, que si bien pueden considerarse que su rango de distribución entra dentro de los rangos utilizados en el presente informe, una parte importante de su ciclo de vida (fundamentalmente adulta) vive por debajo de los 500 m. Las rayas, en cambio,



apenas presentan oscilaciones a lo largo de la serie histórica, a excepción de un pico de biomasa en 2000.

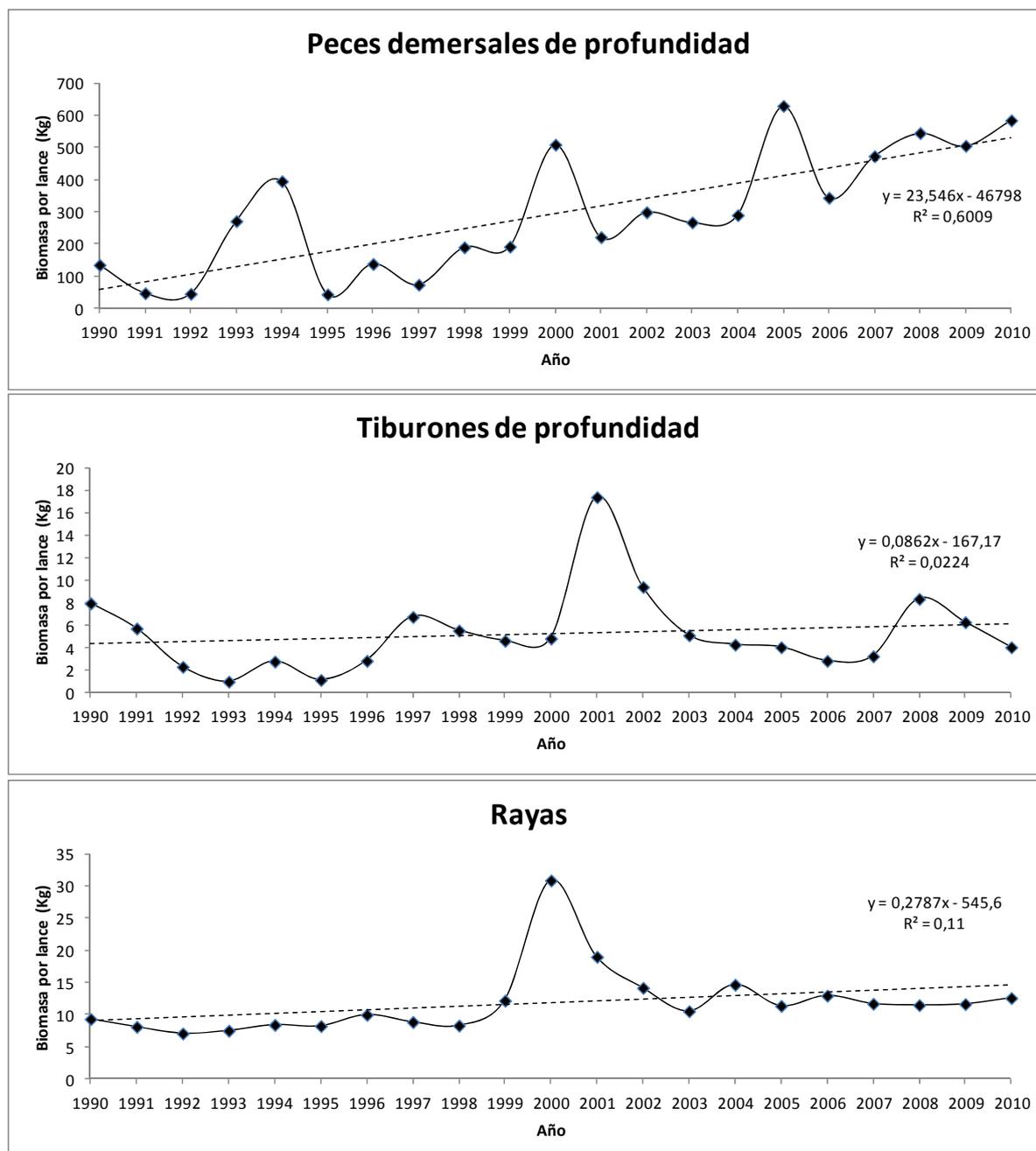


Figura 10. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 12 (peces demersales de profundidad), 13 (tiburones de profundidad) y 14 (rayas).

El grupo de peces bentófagos engloba un gran número de especies (Figura 11) en general de tallas pequeñas, y de comportamiento y alimentación bentónico. El conjunto de estas especies muestra tendencias en su abundancia claramente en aumento especialmente en



los 10 últimos años, a diferencia de los peces nectófagos donde se observa valores en general inferiores y con una disminución clara en la última década. Este es un grupo muy heterogéneo de especies que fluctúan mucho dependiendo de las condiciones ambientales, por lo que esta disminución habría que analizarla más a fondo. El lirio es también una especie que fluctúa mucho pero a excepción del año 2008, donde prácticamente desapareció, se mantiene bastante estable en el tiempo.

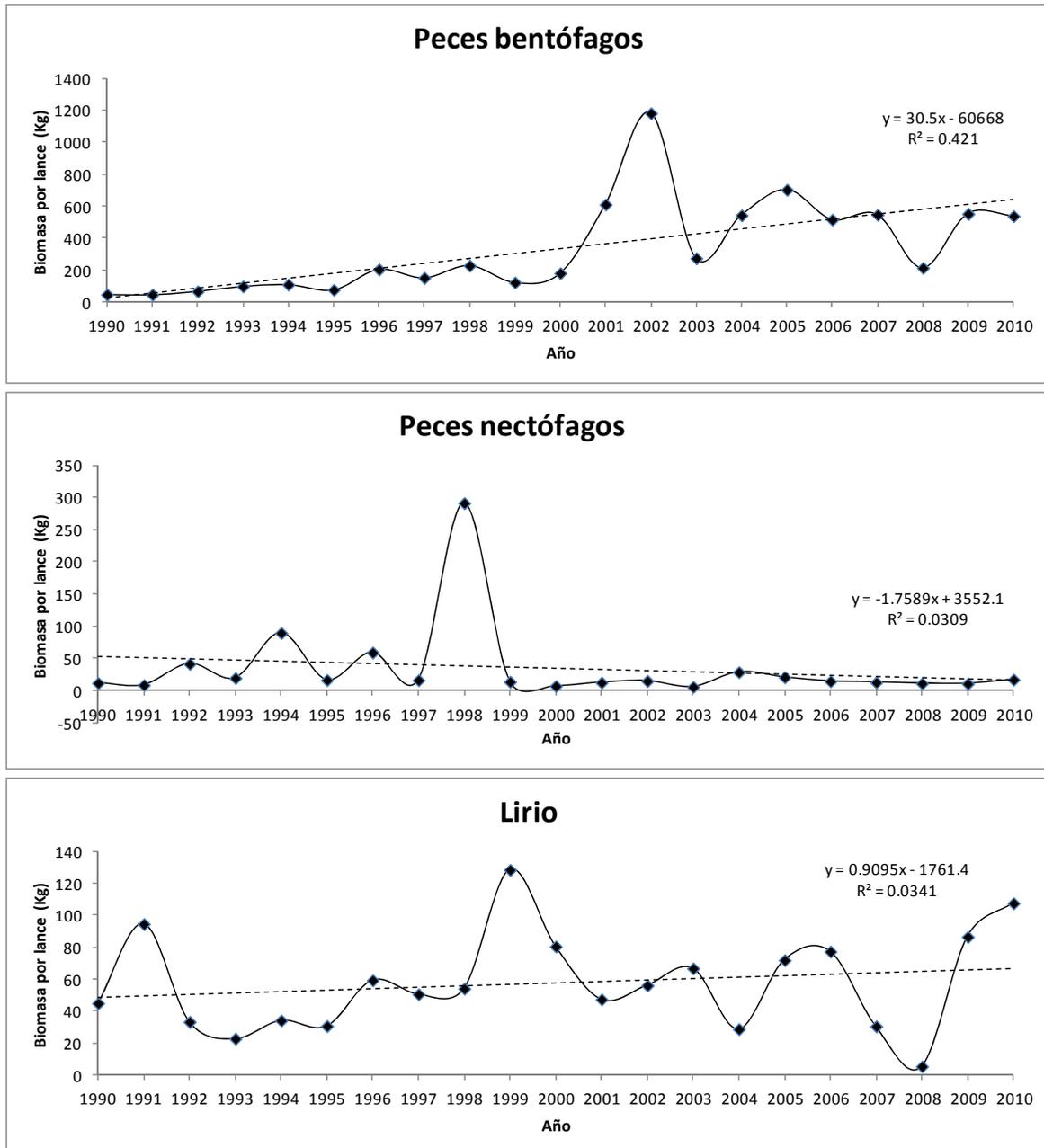


Figura 11. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 15 (peces bentófagos), 16 (peces nectófagos) y 17 (lirio).

Las tendencias observadas en las especies pelágicas (Figura 12: jurel, caballa, anchoa y sardina) son en general estables, a excepción del jurel, sin embargo como ya se ha



mencionado anteriormente, los datos provenientes de la campaña Demersales no reflejan de manera fidedigna la abundancia real de las mismas (ver Descriptor 3).

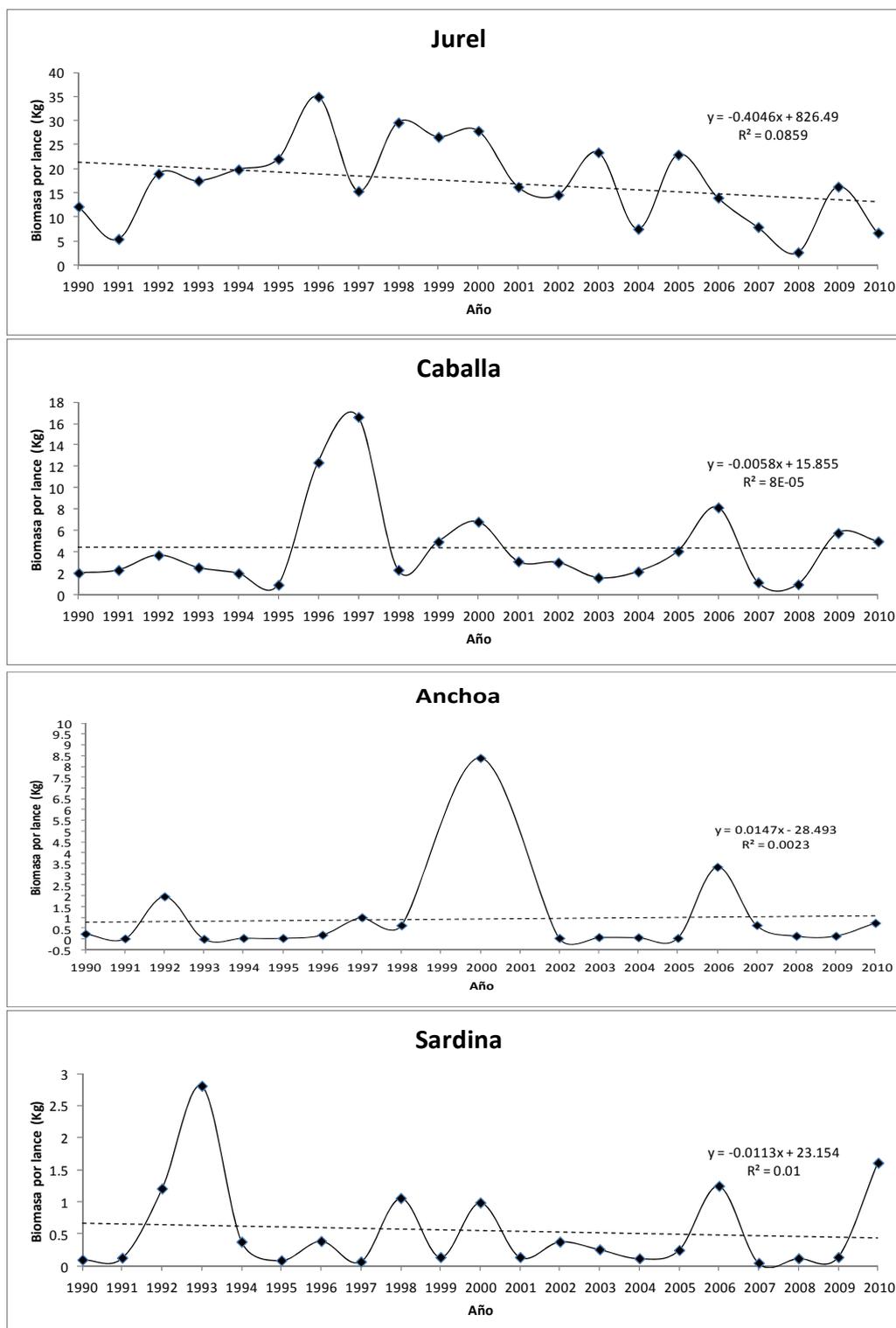


Figura 12. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 18 (jurel), 19 (caballa), 20 (anchoa) y 21 (sardina).



Dentro del grupo de los moluscos (Figura 13), los cefalópodos (tanto calamares como pulpos) muestran tendencias estables, sin embargo los gasterópodos, grupo especialmente importante por englobar especies vulnerables/sensibles que se encuentran amenazadas, parecen mostrar cierto patrón descendente. Sin embargo, el primer valor de la serie parece estar influyendo de manera decisiva en esta tendencia. Este valor proviene de un dato concreto perteneciente a la especie *Colus gracilis*, y debería tomarse con precaución, ya que puede tratarse de un “outlier” o un error en la base de datos.

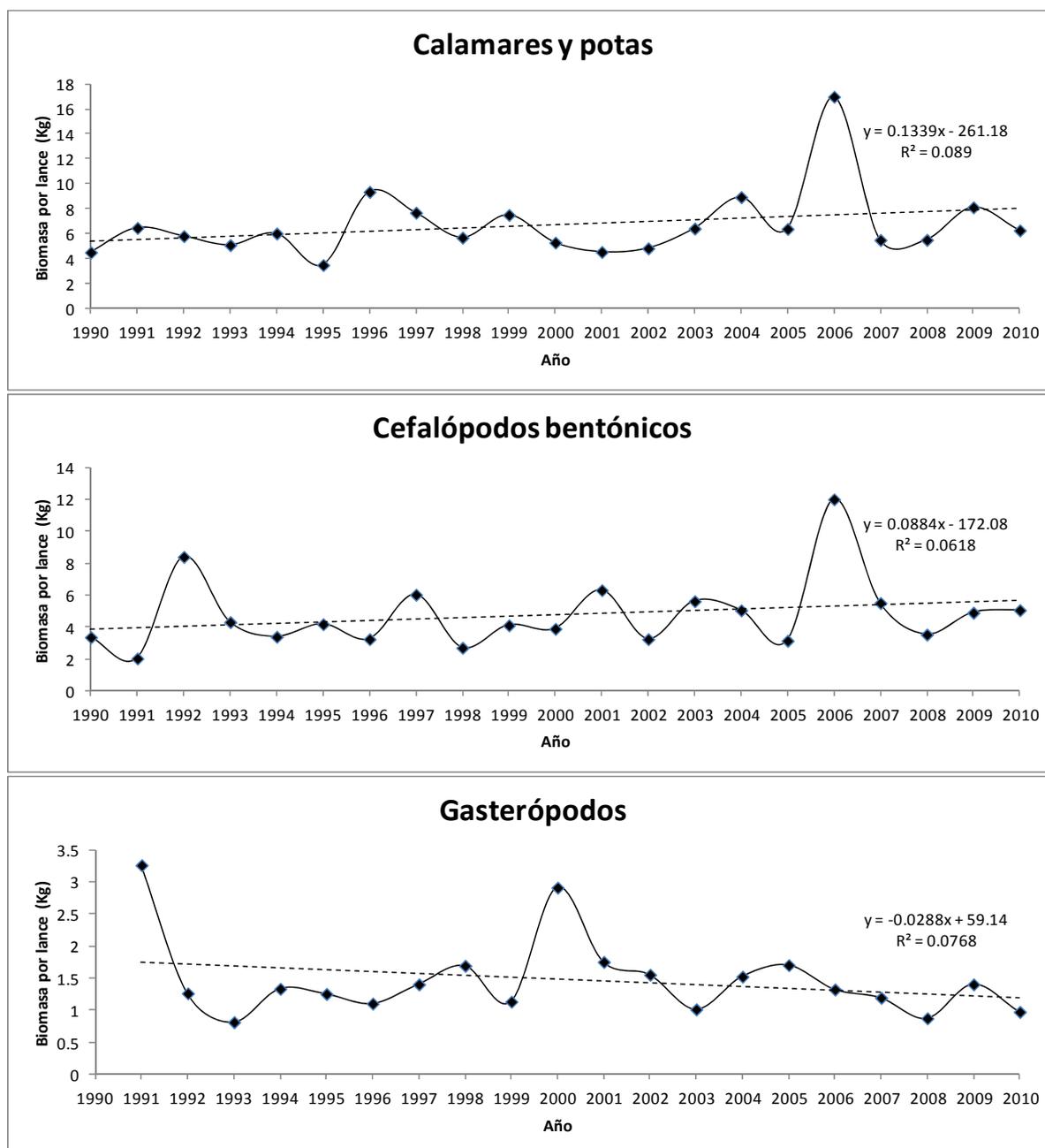


Figura 13. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 23 (calamares y potas), 24 (cefalópodos bentónicos) y 25 (gasterópodos).



Todos los crustáceos, a excepción de la cigala que se encuentra por debajo de los límites biológicos de seguridad, presentan tendencias crecientes o estables (Figura 14). El grupo de decápodos detritívoros, que engloba un conjunto de especies pertenecientes a cangrejos ermitaños y muidas que son especies sensibles, presentan un patrón relativamente estable, a excepción de un pico de biomasa en 1995. Estas subidas y bajadas drásticas (y puntuales) de biomasa en un año determinado ocurren a menudo en muchas especies dependientes en gran medida de las condiciones ambientales reinantes. Sin embargo para explicar de manera fehaciente las razones de estos cambios, habría que analizar en detalle múltiples variables, sobre todo relacionadas con variables ambientales que afectan de manera directa al reclutamiento de estas especies, y que se escapan al objetivo real del presente informe. El cangrejo que denominamos aquí Patexo (*Polybius henslowi*) es un claro ejemplo de estas oscilaciones, apareciendo grandes copadas unos años determinados (1991, 2001) y reduciéndose considerablemente su abundancia al año siguiente hasta prácticamente desaparecer en algunos años. Aun así, parece manifestar un patrón estable en el tiempo. Los decápodos bentófagos son un grupo amplio y heterogéneo de cangrejos y gambas bentónicas, muy importantes como recurso trófico de los peces demersales, que presenta asimismo una tendencia estable con un pico de biomasa en 2010 debido fundamentalmente a la especie *Plesionika heterocarpus*, dato que, de nuevo, hay que tomar con precaución.

Las gambas zooplanctívoras (Figura 15) agrupan un conjunto de especies de profundidad y por tanto en algunos casos no están muestreadas de manera adecuada. Estas gambas son especialmente importantes en la dieta de muchas especies de peces de profundidad, de ahí su importancia como recurso trófico. Al comienzo de la serie histórica parecen presentar valores más bajos que en los últimos años, donde muestran oscilaciones importantes entre unos años y otros. Si exceptuamos los picos de biomasa de 2004 y 2007 (debidos fundamentalmente al género *Pasiphaea* spp.), el resto de la serie histórica se mantiene más o menos estable.

En cuanto a los equinodermos (Figura 15), donde determinadas especies como *Gracilechinus acutus* son especialmente vulnerables/sensibles a la presión pesquera, manifiestan un patrón bastante estable en el tiempo, y en algunos casos como las holoturias y erizos irregulares (equinodermos depositívoros) incluso ligeramente creciente.

Los poliquetos presentan un patrón muy estable en la serie histórica (Figura 16), a excepción de 1995, donde el valor de la serie es 0 (este dato no hay que tenerlo en cuenta puesto que es probable que se trate de un error). Por último, los invertebrados suspensívoros es un grupo muy amplio y heterogéneo que agrupa corales blandos, gorgonias y esponjas. Se trata en general de especies vulnerables a la presión pesquera, sin embargo muestran una tendencia muy estable, incluso ligeramente creciente, en el tiempo.

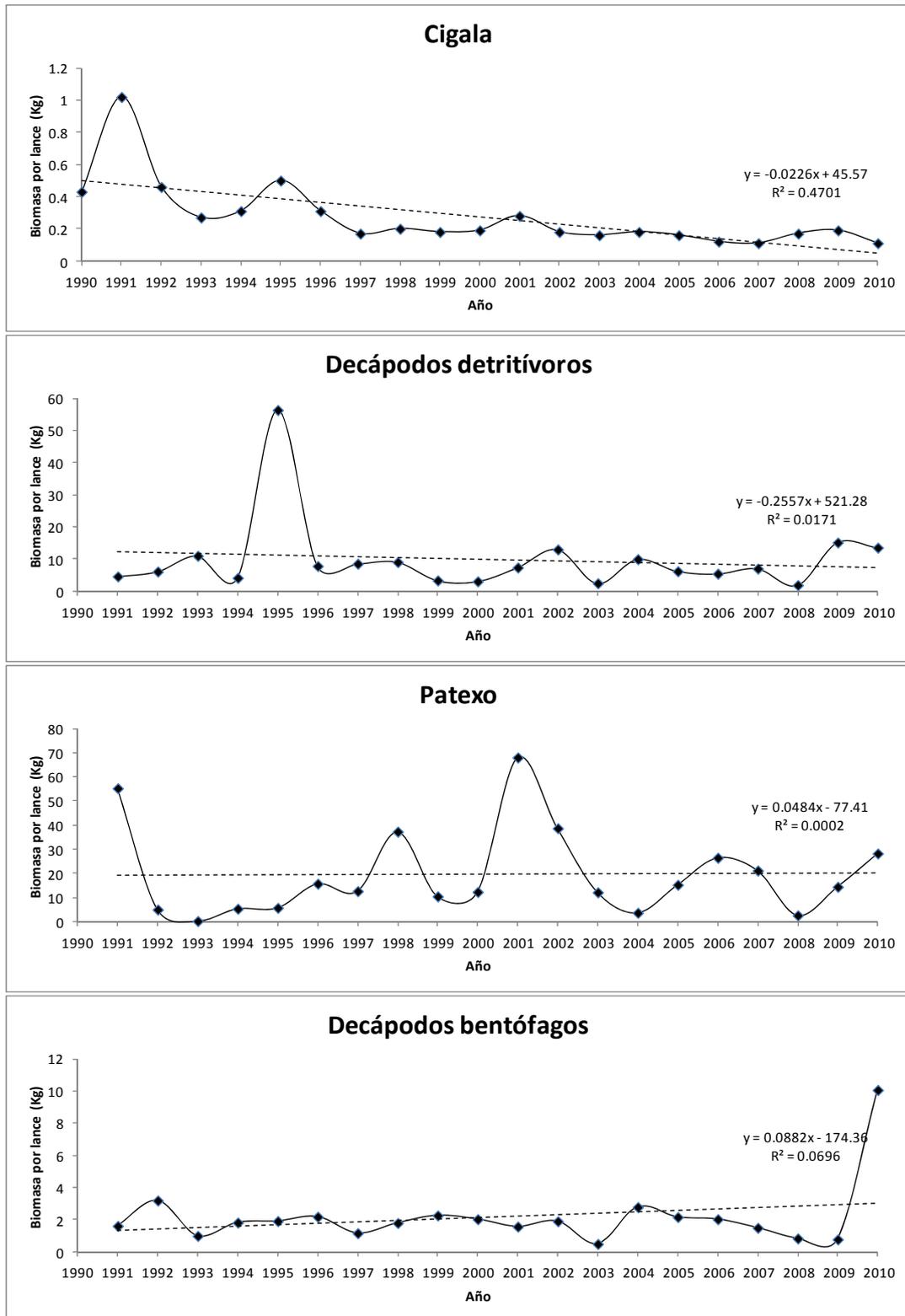


Figura 14. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 26 (cigala), 27 (decápodos detritívoros), 28 (patexo) y 29 (decápodos bentófagos).

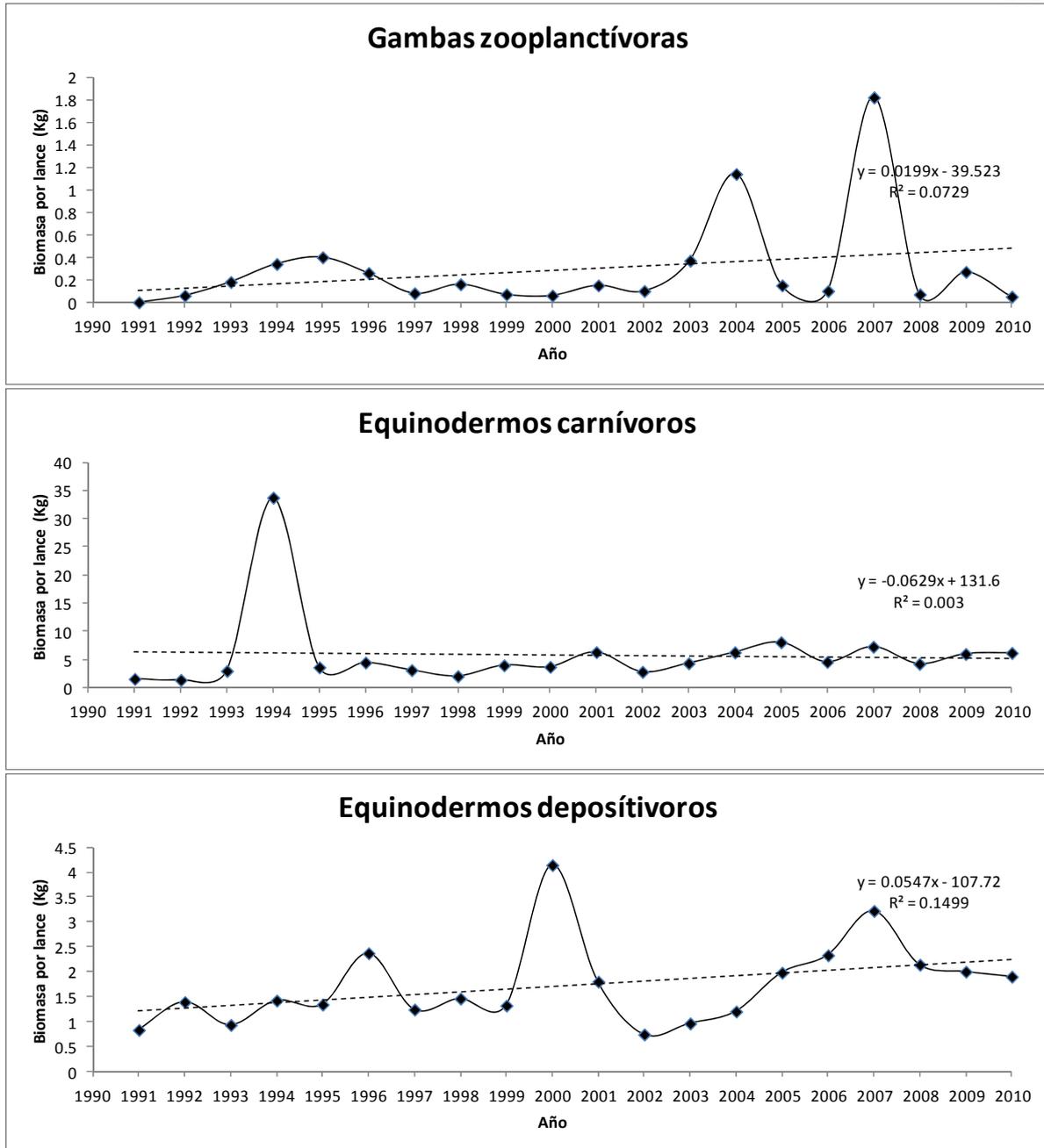


Figura 15. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 30 (gambas zooplanctívoras), 34 (equinodermos carnívoros), 35 (equinodermos depositívoros).

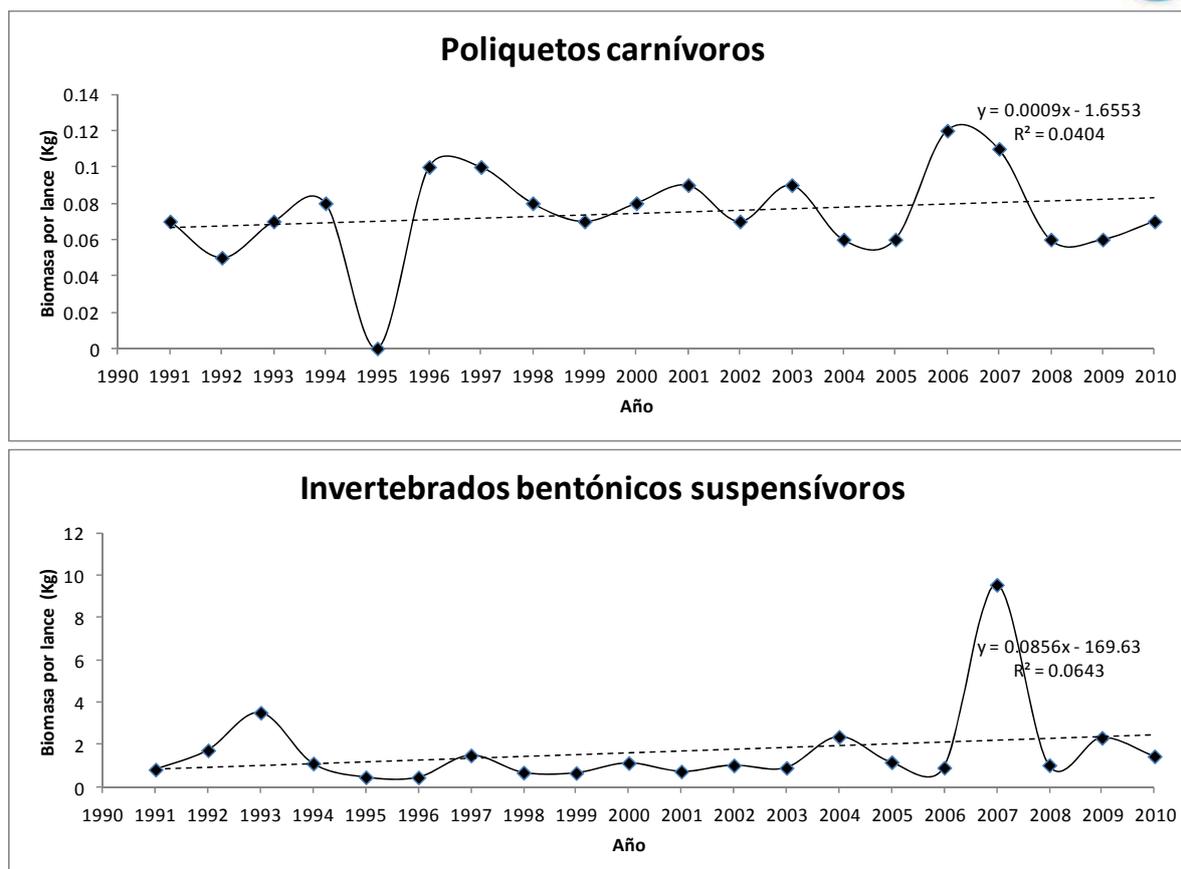


Figura 16. Evolución del índice de biomasa (kg/lance) a lo largo de la serie histórica 1990-2010 de los grupos funcionales 36 (poliquetos carnívoros) y 37 (invertebrados bentónicos suspensívoros).

2.3.3.3 Grupos funcionales del sistema planctónico

Para la integración del grupo plancton con otros grupos el objetivo sería utilizar la biomasa en carbono de fitoplancton y zooplancton. A partir de ésta se pueden obtener relaciones con la biomasa en carbono de otros grupos (p.ej. relación entre autótrofos y heterótrofos). No obstante, la conversión de biomasa (concentración de clorofila y peso seco para los grupos fitoplancton y zooplancton respectivamente) o abundancia (células o individuos por unidad de volumen) a unidades de carbono viene complicada por la diversidad del grupo y la variabilidad del contenido de carbono en función del estado fisiológico de los organismos. Por tanto se no se considera aplicable hasta que se disponga de información compatible de otros grupos.

Las series temporales de la abundancia promedio (células · litro⁻¹, cél·L⁻¹) en la capa eufótica (i.e. promedio de los valores de abundancia obtenidos a diferentes profundidades entre 0 y ca. 50 m de profundidad) (Bode *et al.*, 2011) de los principales grupos de fitoplancton (diatomeas y dinoflagelados) (Figura 17) presentan un marcado patrón de variación estacional y evidencian el predominio de las diatomeas frente a los dinoflagelados en cualquiera de las localizaciones analizadas a lo largo de la plataforma continental Nord Ibérica. Los valores climáticos globales de los estadísticos de posición extraídos a partir de



las series temporales se muestran en la Figura 18. Si se comparan los valores climáticos globales de los estadísticos de posición de abundancia en las estaciones oceanográficas a lo largo de la sección costa-plataforma de Vigo (estaciones RVi1 y RVi3) se aprecia que la concentración de diatomeas es significativamente superior en la parte media de la ría (concentración media ca. $1.5 \cdot 10^6$ cél·L⁻¹) que en la plataforma (ca. $0.4 \cdot 10^6$ cél·L⁻¹), sugiriendo la existencia de un patrón costa-océano para este grupo. Para el grupo de dinoflagelados, sin embargo, estas diferencias son menos marcadas (media de ca. 2.8 y $2.5 \cdot 10^4$ cél·L⁻¹ en RVi1 y RVi3 respectivamente), pudiéndose alcanzar incluso valores máximos ligeramente más elevados en la zona media de la plataforma que en la de la ría (máximos de ca. 1.3 y $1.4 \cdot 10^5$ cél·L⁻¹ en RVi1 y RVi3 respectivamente).

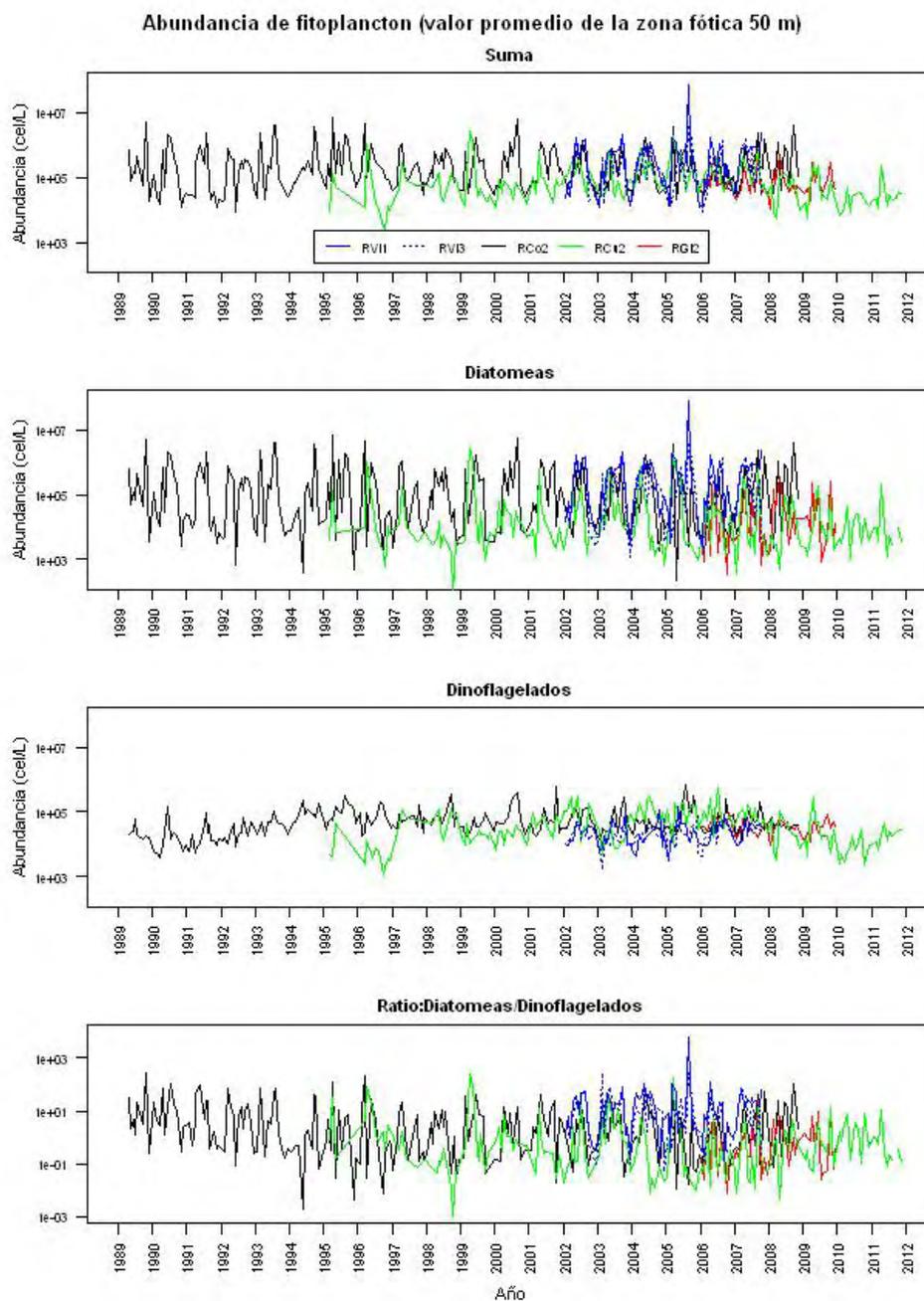


Figura 17. Serie temporal (1989-2012) de la concentración (células · litro⁻¹) en la capa eufótica (entre 0 y 50 m -ca. el 1 % de luz) de diatomeas y dinoflagelados en distintas localizaciones a lo largo de la plataforma continental Nord Ibérica (estaciones oceanográficas RVI1, RVI3; RCo2; RCu2; RGi2).

A lo largo de la plataforma continental de la Demarcación Noratlántica, entre Galicia (p.ej. RVI3 de Vigo) y el Cantábrico (p.ej. RCu2 de Cudillero) se aprecia un descenso significativo de la abundancia total (diatomeas + dinoflagelados) y de la abundancia de diatomeas (abundancia total media: ca. $4.3 \cdot 10^5$ y $1.5 \cdot 10^5$ cel·L⁻¹ en RVI3 y RCu2 respectivamente; abundancia media de diatomeas: ca. $0.4 \cdot 10^6$ y $0.9 \cdot 10^5$ células·L⁻¹ en RVI3 y RCu2 respectivamente), y de incremento de los dinoflagelados (abundancia media de

dinoflagelados: ca. $2.5 \cdot 10^4$ y $5.7 \cdot 10^4$ cel·L⁻¹ en RVi3 y RCu2 respectivamente). Estos patrones contrapuestos dan lugar a un marcado descenso de la relación entre diatomeas y dinoflagelados a lo largo de la plataforma continental Nord Ibérica (valores de la mediana de ca. 6 y 0.3 en RVi3 y RCu2 respectivamente). La mayor (menor) abundancia relativa de diatomeas (dinoflagelados) en Galicia respecto al Cantábrico se relaciona en última instancia con una menor intensidad de la estratificación térmica asociada a una mayor incidencia estacional de los procesos de afloramiento costero en la primera de estas zonas (Figura F5a-e). Los patrones observados a través y a lo largo de la plataforma continental de los valores climáticos globales de la abundancia promedio en la zona eufótica total (diatomeas + dinoflagelados), de diatomeas, de dinoflagelados y de la relación entre diatomeas y dinoflagelados se verifican, en términos generales, para todos los estadísticos de posición (Figura 18).

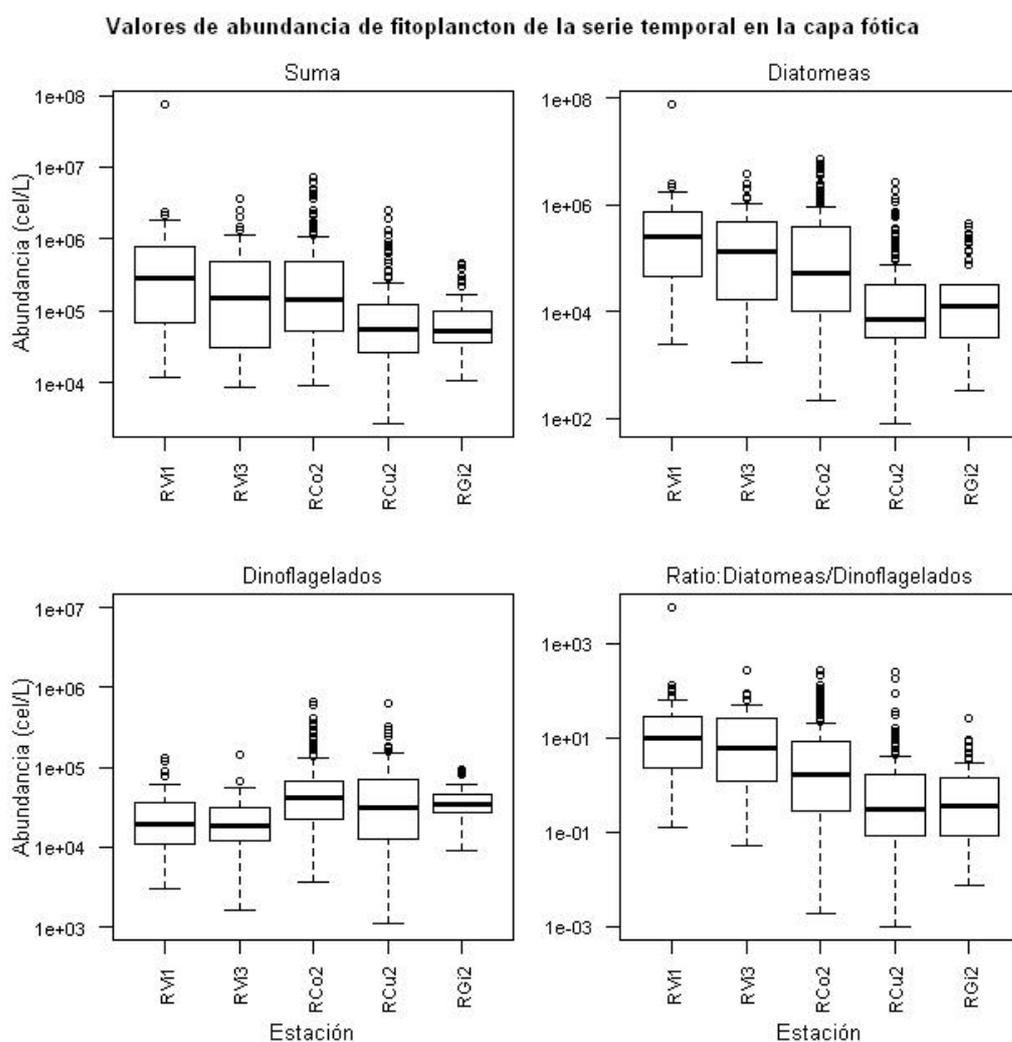


Figura 18. Gráficos de cajas para los valores climáticos globales de abundancia (concentración promedio en la columna de agua, cel·L⁻¹) en la capa eufótica (entre 0 y ca. 50 m) de diatomeas y dinoflagelados en cinco localizaciones a lo largo de la plataforma continental Nord Ibérica. Los estadísticos que se muestran en la figura son: cuartiles primero y tercero, Q1 y Q3; mediana, Me;



los extremos inferior y superior de los ‘bigotes’ se corresponden, respectivamente, con el valor mínimo comprendido entre $Q1 - 1.5 \cdot (Me - Q1)$ y el valor máximo comprendido $Q3 + 1.5 \cdot (Q3 - Me)$.

En cuanto al zooplancton, si tenemos en cuenta la abundancia de copépodos (Figura 19), el constituyente mayoritario del zooplancton, tanto la variabilidad climática de los estadísticos de posición (Figura 20) como su variabilidad estacional (Figura 21) certifican los patrones generales espaciales y temporales ya descritos para la biomasa y la abundancia totales de zooplancton. Estos son: 1) Patrón climático general de descenso a través de la plataforma (p.ej. valor de la mediana: 2473 y 1151 copépodos·m⁻³ en RVi1 y RVi3; 1152 y 521 copépodos·m⁻³ en RSt2 y RSt6); 2) Patrón climático general de descenso a lo largo de la plataforma continental, entre Galicia y el Cantábrico (p.ej. valor de la mediana: 1151 y 1828 copépodos·m⁻³ en RVi3 y RCo2 frente a 818 copépodos·m⁻³ en RSt4); 3) Patrón temporal de variación estacional diferente entre las sub-regiones gallega y cantábrica, caracterizado por un periodo más extenso de valores de biomasa / abundancia relativamente elevados en la primera de dichas sub-regiones (p.ej. valores de la mediana >10³ copépodos·m⁻³: entre abril y septiembre en RVi3 y en marzo y entre mayo y agosto en RSt4). 4) Las diferencias estacionales entre las sub-regiones gallega y cantábrica resultan en una intensificación del gradiente a lo largo de la plataforma hacia finales de verano y principios de otoño.

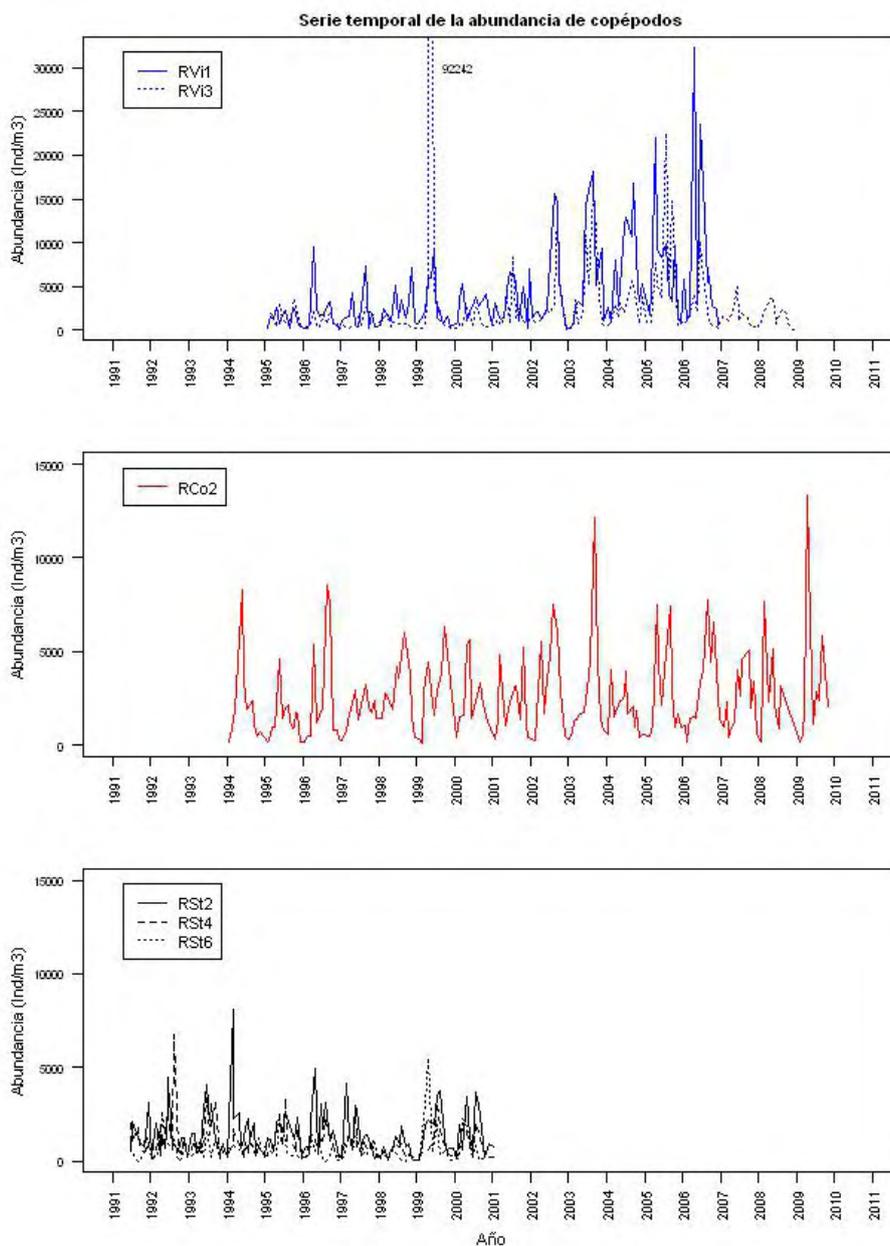


Figura 19. Series temporales de la abundancia mensual de copépodos (individuos·m⁻³) en las secciones de Vigo (RVi1 y RVi3), A Coruña (RCo2) y Santander (RSt2, RSt4 y RSt6).

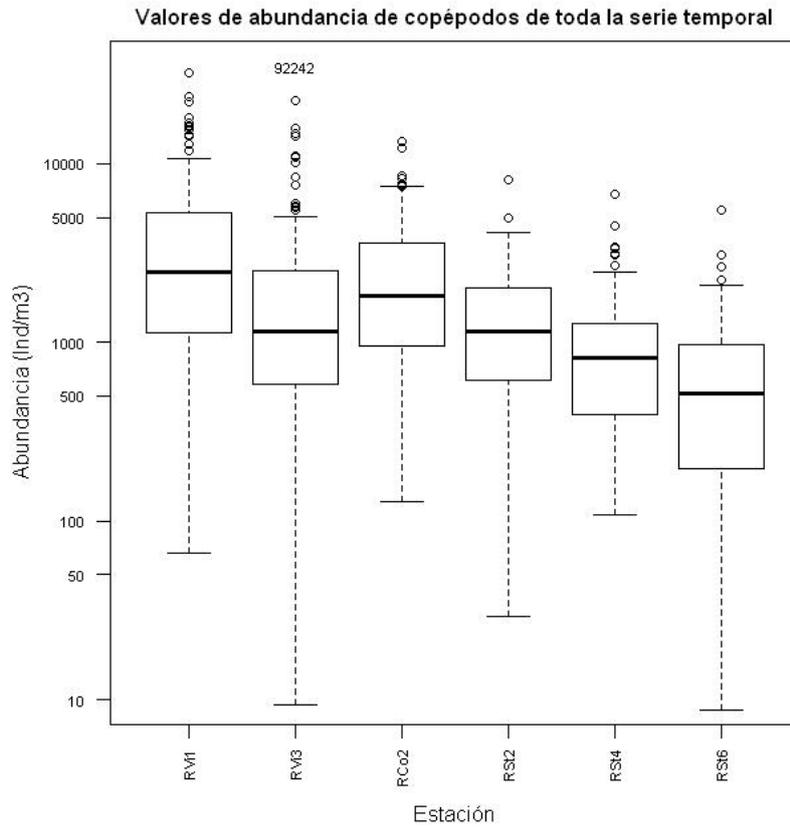


Figura 20. Gráfico de cajas obtenidos a partir de las series temporales de abundancia de copéodos ($\text{copéodos} \cdot \text{m}^{-3}$) en las estaciones oceanográficas de Vigo, A Coruña y Santander. Los estadísticos que definen las figuras de 'cajas y bigotes' son: cuartiles primero y tercero, Q1 y Q3; mediana, Me; los extremos inferior y superior de los 'bigotes' se corresponden con el valor mínimo comprendido entre $Q1 - 1.5 \cdot (Me - Q1)$ y el valor máximo comprendido entre $Q3 + 1.5 \cdot (Q3 - Me)$.

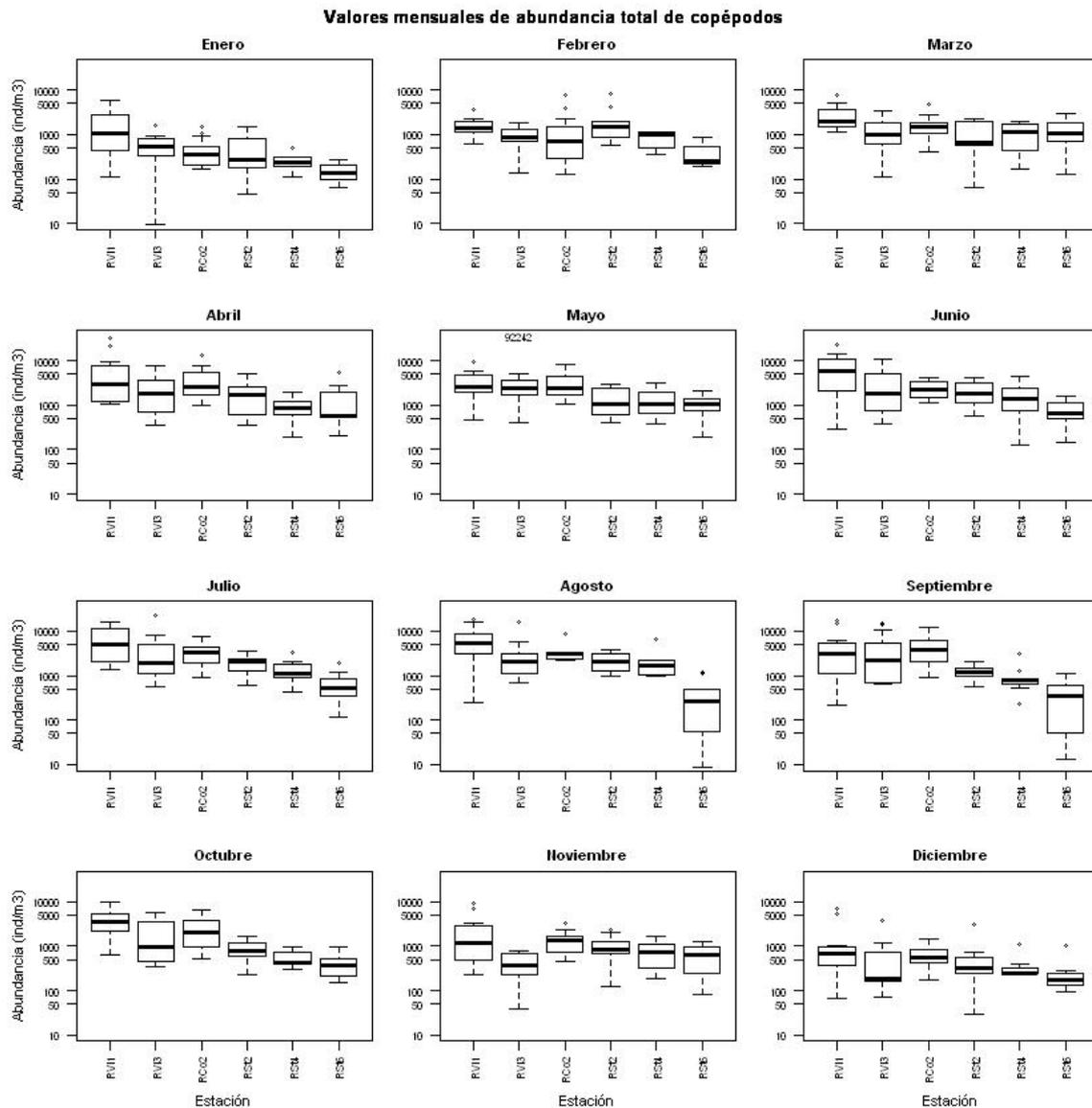


Figura 21. Patrones mensuales de distribución de abundancia de copépodos (copépodos•m⁻³) a lo largo de las diferentes secciones (patrón costa-oceano) y entre secciones (patrón a lo largo de la plataforma continental Nord Ibérica). Los gráficos de ‘cajas y bigotes’ representan los estadísticos de posición extraídos del análisis de las series temporales de biomasa: cuartiles primero y tercero, Q1 y Q3; mediana, Me; los extremos inferior y superior de los ‘bigotes’ se corresponden con el valor mínimo comprendido entre $Q1 - 1.5 \cdot (Me - Q1)$ y el valor máximo comprendido entre $Q3 + 1.5 \cdot (Q3 - Me)$.



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

A lo largo del documento se ha mencionado numerosas veces que la disponibilidad de información está limitada mayoritariamente a los fondos sedimentarios de la plataforma continental, abarcando profundidades entre 70 m y 500 m. Es manifiesta por tanto, la escasez de información respecto a la franja costera, así como a fondos rocosos. Por tanto, para tener una visión global del buen funcionamiento de las redes tróficas de todos los ecosistemas presentes dentro de la Demarcación Noratlántica, falta información de una zona relevante como es la zona costera. Además, la costa está sometida a otra serie de actividades humanas, presiones e impactos (contaminación, dragados, construcción de grandes infraestructuras) que afectarán de diferente manera a las cadenas tróficas.

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

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

2.5 Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones

Como ya ha mencionado previamente, este descriptor es uno de los tres que se ocupa de la biodiversidad marina, pero también uno de los más difíciles de implementar. Se trata de un descriptor muy complejo ya que se ocupa de los aspectos funcionales de las interacciones entre todas las especies de un ecosistema, además de las tasas de transferencia de energía



dentro del sistema, y la productividad de componentes clave. Es por ello complejo definir unas métricas que describan correctamente el estado de la cadena trófica. A lo largo del documento se ha puesto de manifiesto que los indicadores propuestos en la Directiva son insuficientes para evaluar la estructura y funcionamiento de las conexiones tróficas por su incapacidad de capturar la complejidad y dinámica del sistema. Es necesario por tanto desarrollar nuevos indicadores que integren el conjunto de las conexiones tróficas y los flujos de energía de manera más explícita para definir de manera más coherente el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas. La existencia de una gran variedad de indicadores ya desarrollados por diferentes investigadores en publicaciones científicas debe ser analizada y contrastada para su posible utilización en próximas evaluaciones.

3 DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

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

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

En cuanto al indicador 4.3.1. “Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales”, la evaluación realizada en el presente informe es meramente informativa, observándose las tendencias temporales de algunos grupos funcionales. Al no existir ningún indicador robusto (ni métricas asociadas) respecto a estas tendencias es difícil establecer una definición de Buen Estado Ambiental de un modo cuantitativo. Además, las grandes variaciones interanuales observadas debidas fundamentalmente a cambios ambientales dificulta el establecimiento de un nivel de referencia. No obstante pueden ser utilizadas en el futuro para detectar posibles modificaciones de estas tendencias o grandes desequilibrios de estos grupos. Como ya se ha mencionado en repetidas ocasiones a lo largo del documento, se necesita ahondar y profundizar más en el desarrollo de nuevos indicadores de redes tróficas.



3.2 Definición del Buen Estado Ambiental

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

4 Referencias

- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X. and Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670:317-333.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., and Zwanenburg, K. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 558–571.
- Birk, S., Strackbein, J. & Hering, D., 2010. WISER methods database. Version: May 2010. Available at <http://www.wiser.eu/programme>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet S., Courrat A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31-41.
- Blanchard, J. L., Dulvy, N. K., Jennings, S., Ellis, J. R., Pinnegar, J. K., Tidd, A. and Kell, L. T. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science*, 62: 405–411.
- Bode A., Anadón R., Morán X.A.G., Nogueira E., Teira E., Varela M. 2011. Decadal variability on chlorophyll and primary production off NW Spain. *Climate Research*, 48: 293-305.



- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J.-C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A. and Kornilovs, G. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106: 197-202.
- Cury, P.M., Shannon, L.J., Roux, J.-P., Daskalov, G.M., Jarre, A., Moloney, C.L., Pauly, D. 2005. Trophodynamics indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62: 430-442
- Fisher, J., Frank, K.T., Leggett, W.C. 2010. Global variation in marine fish body size and its role in biodiversity–ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 405: 1-13.
- Gaston, K. J., and T. M. Blackburn. 2000. Pattern and process in macroecology. Blackwell Scientific, Oxford.
- Greenstreet, S. P. R. and Rogers, S. I. 2006. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 573–593.
- Greenstreet, S., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science* 68: 1-11
- Jennings, S. J., Greenstreet, S. P. R., Hill, L., Piet, G. J., Pinnegar, J. K., and Warr, K. J. 2002. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology*, 141: 1085–1097.
- Kerr, S. R., and Dickie, L. M. 2001. The biomass spectrum: a predator prey theory of aquatic production. New York: Columbia University Press.
- Logan, J.M., E. Rodríguez-Marín, N. Goñi, S. Barreiro, H. Arrizabalaga, W. Golet and M. Lutcvage. 2011. Diet of young Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in eastern and western Atlantic foraging grounds. *Marine Biology* 158: 73-85.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres, F. 1998. Fishing down marine foodwebs. *Science*, 279: 860–863.
- Pauly, D., Christensen, V., Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystems impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57, 697-706
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist* 100: 33–46.
- Piet, G. J. and Jennings, S. J. 2005. Response of fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 214–225.



- Piha, H. and Zampoukas, N. 2010. Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. Working Document European Commission Joint Research Centre, 1-35 pp
- Rochet, M.-J. and Trenkel, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 60: 86-99
- Rodríguez-Marín, E., H. Arrizabalaga, M. Ortiz, C. Rodríguez-Cabello, G. Moreno and L. T. Kell. 2003. Standardization of bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, catch per unit effort in the baitboat fishery of the Bay of Biscay (Eastern Atlantic). *ICES Journal of Marine Science*, 60: 1215-1230.
- Rodríguez-Marín, E., M. Ortiz, C. Rodríguez-Cabello and S. Barreiro. 2009. Updated standardized CPUE of Atlantic bluefin tuna caught by the Spanish baitboat fishery in the Bay of Biscay (Eastern Atlantic). Time series from 1975 to 2007. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, 64 (2): 541
- Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos* 65: 514–527.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sánchez, F., Olaso, I. 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological modelling* 172: 151-174
- Shephard, S., Reid, D.G., Greenstreet, S. 2011. Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 68 (9): 1963-1972
- Shin YJ, Rochet MJ, Jennings S, Field JG, Gislason, H (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62:384-396
- Tsagarakis, K., Machias, A., Giannoulaki, M., Somarakis, S. and Karakassis, I. 2008. Seasonal and temporal trends in metrics of fish community for otter-trawl discards in a Mediterranean ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 539–550.



5 Anexo. Campaña DEMERSALES

Desde 1983 el Instituto Español de Oceanografía realiza la campaña de investigación *DEMERSALES* para el estudio de los ecosistemas de los fondos sedimentarios de la costa norte española (Mar Cantábrico y plataforma atlántica gallega). Inicialmente, el objetivo principal era la evaluación de recursos de interés comercial. Actualmente, los objetivos son más amplios e incluyen también una aproximación ecosistémica con el objetivo último de evaluar el efecto sobre el conjunto del ecosistema demersal de los cambios producidos por impactos de origen antrópico o naturales.

Las campañas de arrastre de fondo son uno de los principales métodos de estudio directo de las poblaciones de interés pesquero. Debido al uso como muestreador de un aparejo de arrastre con puertas, se evalúan exclusivamente las zonas arrastrables (fondos blandos) del Cantábrico y Noroeste Ibérico. La evolución en los objetivos se ha traducido en un incremento en la obtención de información del medio, así como en una mejora en el diseño de las mismas. Además se ha mejorado e incrementado la toma de información biológica y ecológica, obteniendo información de todos los grupos faunísticos y las basuras a partir de 1992 (hasta entonces solo se recogía los datos de peces e invertebrados comerciales). Desde 1988 se analizan los contenidos estomacales de las principales especies de peces demersales, con el doble objetivo de conocer la dieta de estas especies, y aportar información acerca de las relaciones tróficas y la transferencia de energía entre los distintos compartimentos del ecosistema demersal. Por último, en la última década, y con objeto de tener un conocimiento más completo de estos ecosistemas, se ha empezado a recoger información de: las características sedimentarias de las zonas de muestreo; realizar el seguimiento de zonas de implantación de arrecifes artificiales (Serrano et al., 2010); censar las aves avistadas durante las navegaciones, a modo de transectos, así como las asociadas a la virada del aparejo de arrastre y muestreos biológicos de crustáceos y moluscos cefalópodos no comerciales, entre otros.

Desde su inicio, la campaña se ha realizado en el Buque Oceanográfico Cornide de Saavedra del Instituto Español de Oceanografía (IEO). La estimación de la abundancia de las especies está basada en arrastres de media hora de duración realizados durante el día, debido al cambio en la tasa de capturabilidad de las especies durante la noche, con arte tipo baca 44/60. Se aplica un muestreo estratificado aleatorio para el área que comprende desde los 70 hasta los 500 m de profundidad, desde la desembocadura del río Miño hasta el Bidasoa. La distribución de los lances se efectúa según quince estratos determinados por la combinación de tres estratos de profundidad (70-120 m, 121-200 m y 201-500 m) y cinco sectores geográficos (Figura 22): del río Miño al cabo Finisterre (MF), del cabo Finisterre al cabo de Estaca de Bares (FE); del cabo Estaca de Bares al cabo de Peñas (EP); del cabo de Peñas al cabo de Ajo (PA) y por último de cabo Ajo a la desembocadura del río Bidasoa (AB). El número de muestreos (lances) es proporcional a la superficie de cada uno de los 15 estratos. Asimismo, se realizarán lances especiales a más de 500 m y menos de 70 m. Como



índices de abundancia se utilizan las capturas media estratificada, en peso y en número. Desde 1992, al finalizar cada uno de los lances se realiza el muestreo hidrográfico con un sistema CTD *SeaBird* 25, con el que obtenemos un perfil hidrográfico de la columna de agua en la zona de muestreo (profundidad, temperatura y salinidad). De forma periódica (no en todas las campañas), en cada lance se acopla a la relinga inferior de la red de arrastre un colector de sedimento que nos permite caracterizar el sedimento de la zona de muestreo.

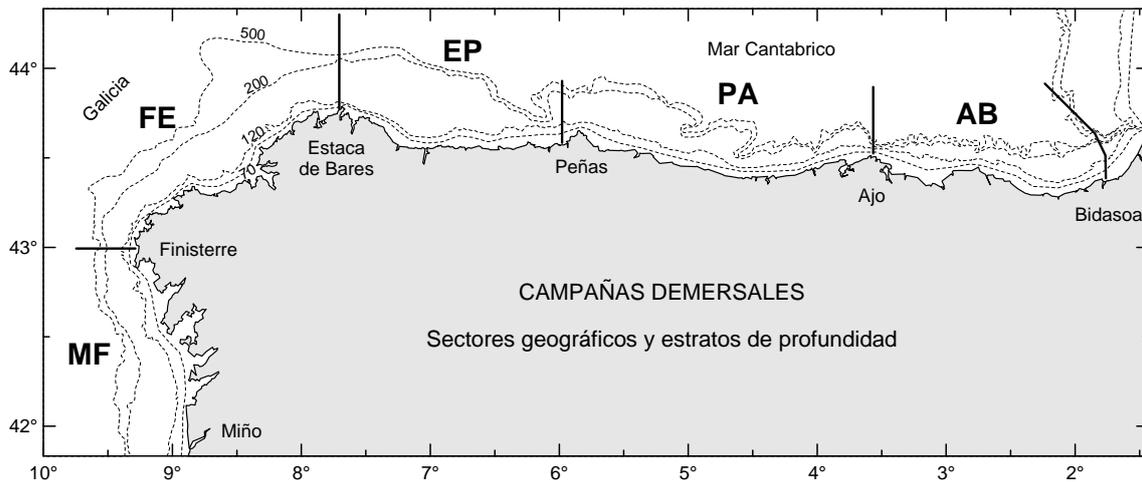


Figura 22. Área de estudio de la campaña de investigación DEMERSALES

Una vez el muestreador ha llegado a bordo, toda la captura se recoge en cajas, y el material biológico se clasifica a nivel taxonómico de especie, pesando y contando los individuos. Posteriormente se pasa a realizar el muestreo biológico y la conservación de las muestras, en función de la especie o grupo faunístico. Con carácter general, se realiza el muestreo de tallas y sexo/madurez de peces, crustáceos y moluscos, recogida de piezas esqueléticas para la identificación de la edad en peces óseos, y análisis de contenidos estomacales de peces. Además se fotografían y conservan todas las especies sobre las que hay dudas o presentan características especiales.