

 <p>Universitat d'Alacant Universidad de Alicante</p>	 <p>GOBIERNO DE ESPAÑA</p>  <p>MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE</p>	 <p>CIHEAM Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza</p>
<p>MASTER EN GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE (4ª edición: 2011-2013)</p>		

MODELIZACIÓN ECOLÓGICA DEL MEDITERRÁNEO NOROCCIDENTAL: ESTRUCTURA DEL ECOSISTEMA E IMPACTOS DE LA PESCA

XAVIER CORRALES RIBAS

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

Alicante
a 30 de septiembre de 2013

MODELIZACIÓN ECOLÓGICA DEL MEDITERRÁNEO NOROCCIDENTAL: ESTRUCTURA DEL ECOSISTEMA E IMPACTOS DE LA PESCA

XAVIER CORRALES RIBAS

Trabajo realizado en el Instituto de Ciencias del Mar del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (ICM-CSIC) de Barcelona, España, bajo la dirección de las Dras. Marta COLL MONTON e Isabel PALOMERA LAFORGA.

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Máster of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Vº Bº Director

Autor

Fdo.: Dra. Marta COLL MONTON
Dra. Isabel PALOMERA LAFORGA

Fdo.: Xavier Corrales Ribas

Barcelona, a 23 de septiembre de 2013

MODELIZACIÓN ECOLÓGICA DEL MEDITERRÁNEO NOROCCIDENTAL: ESTRUCTURA DEL ECOSISTEMA E IMPACTOS DE LA PESCA

XAVIER CORRALES RIBAS

Trabajo realizado en el Instituto de Ciencias del Mar del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (ICM-CSIC) de Barcelona, España, bajo la dirección de las Dras. Marta COLL MONTON e Isabel PALOMERA LAFORGA.

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Máster of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Esta tesis fue defendida el día 30 de septiembre de 2013 ante un tribunal formado por:

- José Luís Sánchez Lizaso
- José María Bellido Millán
- Bernardo Basurco
- Carlos Valle Pérez

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar mi más sincero agradecimiento a mis tutoras, las Dras. **Marta Coll** e **Isabel Palomera**, por su gran ayuda, apoyo, motivación, disponibilidad y paciencia constante y por todos los conocimientos adquiridos durante este año. Ha sido un privilegio haber trabajado con ellas. Moltes gràcies per tot!

Un sincero agradecimiento para el Dr. **José Luís Sánchez Lizaso**, director del Máster en Gestión Pesquera Sostenible, por su gran esfuerzo a la hora de organizar el Máster y su apoyo, comprensión y motivación durante estos dos años.

También quisiera dar mi gratitud a todas aquellas personas responsables del Máster: la Universidad de Alicante, el Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ), del Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos del Mediterráneo (CIHEAM), todos los profesores que han participado en el Máster y la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM), del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Quiero agradecer al Departamento de Recursos Renovables del Instituto de Ciencias del Mar su gran apoyo y ayuda. Especialmente a **Samuele Tecchio**, **Francesc Sardà**, **Joan Navarro**, **Jordi Leonart**, **Francesc Maynou**, **Amàlia Manjabacas**, **Pilar Olivar**, **Joan Baptista**, **José Antonio García**, y como no, a los “chanceros” **Marc**, **Nieves**, **Claudio**, **Marta**, **Sonia**, **Raquel**, **Dafni**, **Noelia**, **Anabel** y **Dani**.

Además, quiero agradecer a **Daniela Banaru**, de la Universidad de Marsella, su ayuda acerca de los datos procedentes de Francia y de su modelo.

De igual manera agradecer a todas las personas que durante mi formación han aportado su granito de arena, especialmente al **Dr. Josep Lloret**, por la confianza que depositó en mí siendo aún estudiante de licenciatura, por sus consejos, por su perseverancia a la hora de convencerme a realizar este máster y por su amistad.

También quiero dar las gracias a mis colegas del primer año del curso del Máster, con quien tuve la oportunidad de compartir momentos inolvidables y que me ayudaron a enriquecerme como persona.

Finalmente, dar las gracias a toda mi familia, que han estado siempre apoyándome y dándome todo. Mil gràcies!

RESUMEN

Se ha desarrollado un modelo de equilibrio de masas para caracterizar la estructura y funcionamiento de la plataforma y talud continental del Mediterráneo noroccidental, desde Toulon hasta el Cabo de la Nao (modelo del NWMS). El modelo se ha construido a partir de aplicaciones anteriores de *Ecopath with Ecosim* en áreas del Mediterráneo noroccidental (golfo de León y sur del mar Catalán) El modelo representa el ecosistema en el inicio del 2000, cubre 45.547 km² e incluye las batimetrías de 0 a 1000 m de profundidad. El área de estudio ha sido determinada específicamente teniendo en cuenta la conectividad entre las dos áreas y los stocks de peces compartidos. Además, los resultados se han comparado con varios modelos ecológicos desarrollados en el mar Mediterráneo y el golfo de Cádiz y se han analizado varios escenarios de gestión.

Los datos de entrada están basados en estudios científicos y estadísticas pesqueras locales, datos publicados de contenido estomacal y la aplicación de ecuaciones empíricas. El modelo se compone de 54 grupos funcionales, incluyendo organismos de todos los niveles tróficos, y se han tenido en cuenta varias flotas pesqueras de España y Francia.

Los resultados del modelo del NWMS muestran que los principales flujos están relacionados con el fitoplancton, el detritus, el zooplancton y los invertebrados bentónicos. Las especies clave del ecosistema son los delfines, los calamares bentopelágicos, los peces demersales de plataforma, los grandes peces pelágicos y la salpa. El impacto de la pesca es elevado y generalizado en toda la red trófica por lo que se puede determinar que el ecosistema está muy explotado. El enfoque comparativo ha confirmado el patrón espacial de productividad del mar Mediterráneo y del Golfo de Cádiz. Además, los ecosistemas comparados comparten algunas características comunes en cuanto a estructura y funcionamiento como el importante papel del detritus, el predominio de la fracción pelágica, un fuerte acoplamiento bentónico-pelágico, y un elevado impacto de la pesca. Las simulaciones de gestión han mostrado la importancia de una gestión integrada de los ecosistemas marinos, el riesgo de un aumento del esfuerzo pesquero y los beneficios potenciales que una reducción moderada del esfuerzo pesquero tendría en la zona.

Palabras clave: Mediterráneo noroccidental, *Ecopath with Ecosim*, modelo de equilibrio de masas, impactos de la pesca, Enfoque ecosistémico de la pesca.

ABSTRACT

A mass-balance model was developed to characterize the structure and functioning of the marine continental shelf and slope area of the Northwestern Mediterranean Sea, from the Toulon to Cape La Nao (NWMS model). The model has been built from previous applications of *Ecopath with Ecosim* in areas of the Northwestern Mediterranean (Gulf of Lions and South Catalan Sea). The model represented the ecosystem in the early 2000s, covered 45547 km², and included depths from 0 to 1000 m. The study area was chosen to specifically account for the connectivity between these areas and the shared fish stocks. Furthermore, the results have been compared with several ecosystems models developed in the Mediterranean Sea and the Gulf of Cadiz and various management scenarios have been analyzed.

Input data were based on local scientific surveys and fishing statistics, published data on stomach content analyses, and the application of empirical equations. The model was composed of 54 functional groups, including all trophic levels, and considering several Spanish and French fleets.

Results highlighted that the main trophic flows are related to detritus, phytoplankton, zooplankton and benthic invertebrates. Dolphins, benthopelagic cephalopods, demersal fishes large (continental shelf), large pelagic fishes and salema were identified to be key species/groups of the Ecosystem. Results confirmed that the fishing impact is high and widespread throughout the whole food web so the ecosystem is very exploited. The comparative approach confirmed the spatial productivity pattern for the Mediterranean Sea and the Gulf of Cadiz. Furthermore, compared ecosystems share some common features in structure and function such as the important role of detritus, the dominance of pelagic fraction in terms of flows, a strong benthic-pelagic coupling and high impact of fishing. Management simulations illustrated the importance of integrated management of marine ecosystems, the risk of an increase in fishing effort and the potential benefits of a moderate reduction of fishing effort in the study area.

Keywords: Northwestern Mediterranean Sea, *Ecopath with Ecosim*, mass-balance model, fishing impacts, Ecosystem Approach to Fisheries.

RESUME

Un modèle d'équilibre de masse a été mis en place afin de caractériser la structure et le fonctionnement de la plateforme y talus continental de la méditerranée nord-occidental depuis Toulon jusqu'au Cap de Nao (Modèle de NWMS). Le modèle a été construit à partir des applications antérieures d'*Ecopath with Ecosim* dans des aires de la méditerranée nord-occidentale (Golfe de Léon et le sud de la mer catalane).

Les données sont tirées des études scientifiques et des statistiques locaux de pêche, les publications sur les contenus stomacaux de même que l'application des équations empiriques. Le modèle se compose de 54 groupes fonctionnels en intégrant ainsi les organismes de toute la chaîne trophique, provenant aussi bien de la flotte espagnole que française.

Les résultats du modèle NWMS montrent que les principaux flux sont étroitement liés au phytoplancton, détritus, du zooplancton de même que les invertébrés benthiques. Les espèces clés de l'écosystème sont les dauphins, les calmars benthopélagiques, les grands poissons démersaux de la plateforme, les grands poissons pélagiques et la saupe. L'impact de la pêche est fort et est généralisé sur toute la chaîne alimentaire, confirmant ainsi l'état de surexploitation de l'écosystème. L'étude comparative a confirmé le modèle spatiale de la productivité de la mer Méditerranée et du Golfe de Cadix. En outre, les écosystèmes étudiés ont montrés des similitudes par rapport à la structure et le fonctionnement de certaines composantes comme le rôle de détritus, la prédominance de la fraction pélagique, l'interaction espèces benthique/pélagique et le fort impact de la pêche. Les simulations de gestion ont montré l'importance de l'adoption d'une démarche de gestion intégrée des écosystèmes marins, le risque d'une augmentation de l'effort de pêche et les avantages avérés de la diminution de l'effort de pêche dans la zone d'étude.

Mots clés: Méditerranée nord-occidental, *Ecopath with Ecosim*, modèle d'équilibre de masse, impact de la pêche, Approche écosystémique de la pêche.

CONTENIDO

Capítulo 1: Introducción y objetivos del trabajo	1
1.1. Estado de los recursos marinos e impacto de la pesca	1
1.2. Estudio y gestión de los recursos marinos explotados	5
1.3. La gestión pesquera basada en el ecosistema	8
1.4. Presentación del área de estudio	9
1.4.1. Introducción	9
1.4.2. Características ambientales y ecológicas	10
1.4.3. Actividad pesquera y gestión de los recursos marinos	14
1.4.4. El ecosistema modelizado	17
1.5. Objetivos del trabajo	20
Capítulo 2: Metodología	21
2.1. Origen y aplicaciones de <i>Ecopath with Ecosim</i>	21
2.2. El modelo ecológico de equilibrio de masas <i>Ecopath</i>	22
2.2.1. Ecuaciones y parámetros básicos	22
2.2.2. Definición de los grupos funcionales	24
2.2.3. Parametrización del modelo <i>Ecopath</i>	27
1. Biomasa por grupo funcional	27
2. Cociente producción/biomasa	34
3. Cociente consumo/biomasa	39
4. Información trófica y alimento no asimilado	42
5. Migración	43
6. Capturas	44
2.2.4. Equilibrio del modelo y evaluación	49
2.2.5. Incertidumbre de los datos	51
2.2.6. Resultados obtenidos de la aplicación de <i>Ecopath</i>	52
2.2.7. Comparación de los resultados con otros modelos	59
2.3. El módulo dinámico <i>Ecosim</i>	60
Capítulo 3. Resultados	63
3.1. Resultados obtenidos de la aplicación de <i>Ecopath</i>	63
3.1.1. Parámetros iniciales	63
3.1.2. Equilibrio del modelo	63
3.1.3. Análisis del modelo ecológico	71
3.1.3.1. Pedigrí del modelo	71

3.1.3.2. Análisis a nivel de grupo funcional e interacciones tróficas	71
3.1.3.3. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema	79
3.1.3.4. Indicadores del impacto de la actividad pesquera	82
3.2. Comparación de los resultados con otros modelos <i>Ecopath</i>	86
3.2.1. Características generales de los modelos	86
3.2.2. Comparación de TLs	87
3.2.3. Rol ecológico de las especies e interacciones tróficas	90
3.2.4. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema	91
3.2.5. Indicadores de la actividad pesquera	93
3.3. Resultados de las simulaciones dinámicas temporales	93
3.3.1. Simulaciones de reducción del esfuerzo pesquero	93
3.3.2. Simulación de aumento del esfuerzo pesquero	97
Capítulo 4. Discusión	101
4.1. Análisis del modelo <i>Ecopath</i>	101
4.1.1. Parametrización y equilibrio del modelo	101
4.1.2. Análisis ecológico a nivel de grupo funcionales e interacciones tróficas	103
4.1.3. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema	106
4.2. Indicadores del impacto de la actividad pesquera	109
4.3. Simulaciones dinámicas temporales	111
Capítulo 5. Conclusiones	115
Referencias bibliográficas	117
Anexos	157

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tendencias mundiales de la situación de las poblaciones marinas desde 1974	3
Figura 2. Mapa de la zona de estudio	10
Figura 3. Mapa del Mediterráneo noroccidental donde se señalan los vientos dominantes del norte y noroeste	11
Figura 4. Mapa del ecosistema modelizado con los rangos batimétricos identificados	18
Figura 5. Puntos de muestreo de la campaña a través de la cual se ha calculado la biomasa del micro- y mesozooplancton	30
Figura 6. Localización de los modelos Ecopath utilizados para el análisis comparativo	59
Figura 7. Diagrama de flujos del modelo del NWMS	74
Figura 8. Matriz mixta de impacto	76
Figura 9. Índice de especies clave del modelo del NWMS	80
Figura 10. Representación de los flujos tróficos del ecosistema del NWMS por niveles tróficos enteros a partir de la Lindeman spine	82
Figura 11. Composición de la captura en el modelo del NWMS	83
Figura 12. Captura y cociente captura/biomasa por nivel trófico entero	83
Figura 13. Resultados de la simulación de reducción del esfuerzo pesquero de la flota de arrastre	94
Figura 14. Resultados de la simulación de reducción del esfuerzo pesquero de la flota de cerco	95
Figura 15. Resultados de la simulación de reducción del esfuerzo pesquero de la flota de palangre	96
Figura 16. Resultados de la simulación de reducción del esfuerzo pesquero de las flotas de arrastre, cerco y palangre	97
Figura 17. Resultados de la simulación de aumento del esfuerzo pesquero	98
Figura 1A. Localización de las pescas de las campañas MEDITS de los años 2002-2003	163
Figura 2A. Localización de las pescas de las campañas realizadas por el ICM-CSIC	163

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Flota pesquera de la zona de estudio	15
Tabla 2. Distribución batimétrica de los estratos definidos	19
Tabla 3. Parámetros introducidos en el modelo poblacional multistanza para la merluza	32
Tabla 4. Parámetros introducidos en el modelo Ecopath para el cálculo de la biomasa de juveniles de anchoa y sardina y los resultados obtenidos	32
Tabla 5. Peso medio de las especies de aves marinas incluidas en el modelo	33
Tabla 6. Peso medio de las especies de mamíferos marinos incluidas en el modelo	34
Tabla 7. Porcentaje de descartes por flota respecto de la oficial.	49
Tabla 8. Porcentaje de descartes por especie o grupo funcional respecto de la oficial	49
Tabla 9. Valores de incertidumbre asociada a cada parámetro utilizado en el modelo ecológico de este estudio	52
Tabla 10. Listado de los grupos funcionales del modelo ecológicos de NWMS y parámetros básicos iniciales	65
Tabla 11. Matriz de dietas inicial para el modelo del NWMS	66
Tabla 12. Desembarco total oficial y descarte total por grupo funcional	67
Tabla 13. Valores iniciales de biomasa, eficiencias ecotróficas y resultados iniciales del modelo del NWMS	68
Tabla 14. Valores finales de biomasa eficiencias ecotróficas y resultados del proceso de equilibrio del modelo del NWMS	69
Tabla 15. Matriz de dietas resultante del proceso de equilibrio	70
Tabla 16. Valores de biomasa total de merluza en varios modelos Ecopath del mar Mediterráneo	71
Tabla 17. Valores de biomasa durante la separación y valores obtenidos a partir del modelo poblacional multistanza para la anchoa y la sardina	71
Tabla 18. Principales resultados del modelo ecológico del modelo del NWMS	73
Tabla 19. Principales estadísticos e índices ecológicos del ecosistema que describen el modelo del NWMS	81
Tabla 20. Eficiencias de transferencia de energía entre niveles tróficos enteros	82
Tabla 21. Principales estadísticos e índices ecológicos que describen el impacto pesquero en el modelo del NWMS	85
Tabla 22. Captura y nivel trófico medio de la captura de las flotas del modelo del NWMS	85
Tabla 23. Características, Estadísticos e índices utilizados para la comparación de los diferentes modelos	88
Tabla 24. Comparación de los TL de los grupos funcionales del modelo del NWMS con los obtenidos en los diferentes modelos comparados	89
Tabla 25. Grupos funcionales identificados como especies clave en el Mar Mediterráneo y la zona adyacente del Atlántico	91
Tabla 26. Grupos funcionales identificados como especies estructuradoras en el Mar Mediterráneo y la zona adyacente del Atlántico	91
Tabla 27. Coeficiente de Biomasa final/Biomasa inicial (Bf/Bi) y de Captura final / Captura inicial (Cf/Ci) para cada grupo funcional y escenario	99

Tabla 28. Coeficiente de Captura final / Captura inicial para cada flota y escenario	100
Tabla 1A. Resumen de los parámetros iniciales y las referencias utilizadas para la construcción del modelo ecológico del NWMS	155
Tabla 2A. Campañas por estrato y mes utilizadas en el modelo ecológico del NWMS	162

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS DEL TRABAJO

1.1. ESTADO DE LOS RECURSOS MARINOS E IMPACTOS DE LA PESCA

Desde la antigüedad, la pesca en los océanos, lagos y ríos ha constituido una fuente importante de alimentos, empleo y otros beneficios económicos para la humanidad (FAO, 2012 a). La productividad del océano, en especial, parecía ilimitada, tal como defendían algunos científicos (Huxley, 1885; Christy y Scott, 1965). No obstante, con el desarrollo dinámico de las pesquerías y la acuicultura, y el aumento de los conocimientos al respecto se constató que, aunque renovables, los recursos acuáticos vivos no son infinitos y requieren una ordenación adecuada, para que puedan seguir contribuyendo al bienestar nutricional, económico y social de la creciente población del planeta (FAO, 2012a).

Con la Revolución Industrial, y sobre todo después de la Segunda Guerra Mundial, la pesca marina se desarrolló gracias a la implementación de nuevas tecnologías, la expansión, geográfica, sobre todo hacia el sur y cifrada en 0,8-1 grados latitudinal al año, y batimétrica, cifrada en 62,5 m por década, de la actividad pesquera y la captura de especies menos accesibles o inicialmente menos valoradas (Pauly et al., 2002; Schoijet, 2002; Fromentin et al., 2006; Pauly, 2009; Swartz et al., 2010; Watson et al., 2012; Watson y Morato, 2013; Watson y Pauly, 2013; Watson et al., 2013). Cabe destacar que esta expansión produce un aumento del coste energético (Tyedmers et al., 2005) y un aumento del combustible gastado por tonelada de pescado desembarcado; que hace que a menudo se requieran subsidios para que la pesca sea rentable (Sumaila et al., 2010).

Durante este periodo se sentaron las bases para la industrialización de las pesquerías, ya que fue una época en que éstas parecían funcionar como cualquier otro sector de la economía, con inversiones crecientes llevando a producciones crecientes (Pauly et al, 2002; Pauly, 2009). Pero también fue un periodo de grandes colapsos, especialmente de pequeños pelágicos (Pauly, 2009), de los cuales cabe destacar el de la anchoveta peruana *Engraulis ringens* (Jenyns, 1842) en la década de 1970 en el afloramiento de Humbolt (Castillo y Mendo, 1987; Muck, 1989). En este sentido también es muy significativo el colapso del bacalao *Gadus morhua* (Linnaeus, 1758) en el Atlántico noroeste (Hutchings y Myers, 1994). En muchos de estos casos la gestión pesquera no supo reconocer los posibles efectos de la pesca en el colapso de los stocks (Hutchings et al, 2004; Rose, 2008) y culpabilizó a los factores ambientales cambiantes (Pauly, 2009).

La pesca mundial pasó a ser un sector de la industria alimentaria en rápido crecimiento en pocas décadas, y muchos Estados trataron de aprovechar sus nuevas oportunidades invirtiendo en

modernas flotas pesqueras y factorías de elaboración en respuesta a la creciente demanda internacional de pescado y productos pesqueros derivados (FAO, 2003). Sin embargo, pronto resultó evidente que los recursos de muchas pesquerías no podían soportar un crecimiento a menudo incontrolado de su explotación (FAO, 2012a).

En la medida en que se introdujeron estos cambios crecieron tanto las actividades pesqueras como las capturas (Schoijet, 2002). Las capturas marinas aumentaron desde la década de 1950 hasta alcanzar un máximo de 90 millones de toneladas a finales de 1980 si se tiene en cuenta la sobreestimación de las capturas de China (Watson y Pauly, 2001). Desde hace muchos años, la captura anual reportada se ha estancado alrededor de 80 millones de toneladas (Watson y Pauly, 2001) a la que hay que añadir, quizás, unos 20 millones de toneladas más de la pesca ilegal (Agnew et al., 2009).

Cabe destacar que este aparente estancamiento se ha dado a pesar del aumento del esfuerzo pesquero (Anticamara et al., 2011; Watson et al., 2012, Watson y Pauly, 2013) y de la eficiencia (Pauly y Palomares, 2010) durante el mismo periodo, lo que se sugiere que los límites globales de explotación sostenible se han superado. Los pescadores han mejorado continuamente su eficacia para intentar garantizar la estabilidad de las capturas y los ingresos, a pesar de la disminución de la abundancia de peces. La modernización de las embarcaciones y los artes de pesca, el uso de sofisticadas técnicas de detección de posicionamiento, un mejor conocimiento del patrón espacial y temporal de distribución de los peces, una mayor cooperación dentro de la flota, la difusión de objetos flotantes artificiales para atraer a los peces, entre otros factores, han contribuido a esta tendencia (Hilborn y Walters, 1992; Fréon y Misund, 1999). La consecuencia de estos cambios es que el poder de pesca mundial se ha multiplicado, en promedio, por 10 desde la década de 1950, pero con una gran variabilidad entre regiones (Watson et al., 2012).

De esta manera, se ha dado lugar a un exceso de capacidad de pesca en relación a las capturas obtenidas, que hoy se ha convertido en uno de los principales problemas para la sostenibilidad de los recursos marinos. Tanto es así, que Pauly (2009) estima que la capacidad de pesca actual es 2 o 3 veces mayor que la requerida para las capturas que se obtienen y su eficiencia se incrementa por la introducción de mejoras tecnológicas en un 4-5 % anual, con posibilidad de duplicar el esfuerzo efectivo de pesca en sólo 15 años.

Según la última actualización del informe SOFIA de la FAO publicado en 2012 el 29,9 % de las poblaciones estaban sobreexplotadas en 2009, produciendo rendimientos menores de los que se podrían obtener desde un punto de vista biológico y ecológico y, por lo tanto, necesitan planes de ordenación rigurosos para restablecer poblaciones abundantes y recuperar una productividad plena y sostenible. El 57,4 % de las poblaciones estaban plenamente explotadas en 2009, produciendo capturas iguales o próximas a sus producciones máximas sostenibles pero sin

posibilidad de aumentarlas y pudiendo estar en riesgo de disminuir a no ser que se gestionen de manera adecuada. Finalmente, el 12,7 % de las poblaciones en 2009 no estaban explotadas plenamente, teniendo ciertas posibilidades de aumentar su producción. Cabe destacar que la mayor parte de las diez especies más capturadas, que representan en torno al 30 % de la captura marina mundial, están plenamente explotadas o sobreexplotadas.

Además, la proporción de poblaciones que no están explotadas plenamente ha disminuido gradualmente desde 1974 (Figura 1). En cambio, el porcentaje de poblaciones sobreexplotadas aumentó, especialmente a finales de las décadas de 1970 y 1980. La fracción de poblaciones plenamente explotadas presenta el menor cambio a lo largo del tiempo (FAO, 2012b). Además un estudio reciente a partir de datos de la FAO indica que en los últimos 50 años han colapsado el 25% de las pesquerías y que el número de colapsos se ha mantenido estable, indicando que la gestión pesquera no ha mejorado en general y que la estabilidad de las capturas globales puede estar ocultando un riesgo de colapso súbito (Mullon et al., 2005).

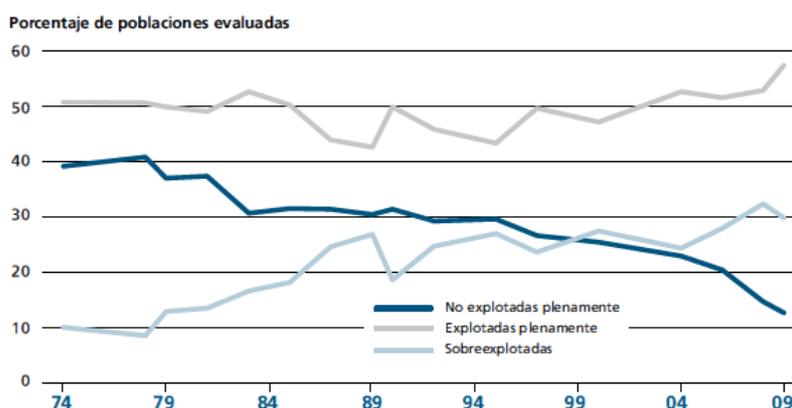


Figura 1. Tendencias mundiales de la situación de las poblaciones marinas desde 1974. Extraído de FAO, 2012b.

El aparente estancamiento de las capturas marinas mundiales en los últimos años, junto con el incremento de las poblaciones sobreexplotadas y la reducción de la proporción de las especies que no están plenamente explotadas en el mundo en las últimas décadas transmiten el firme mensaje de que la situación de la pesca marina mundial está empeorando (FAO, 2012b).

El estado actual de los recursos marinos se explica por el importante efecto que la pesca tiene sobre los ecosistemas marinos que explota (Jennings y Kaiser, 1998; Hall, 1999; Jackson et al., 2001; Chistensen et al., 2003; Pauly et al., 2002; Coll et al., 2006a, 2008), al mismo tiempo que estos ecosistemas se ven impactados por los factores ambientales (Steele, 1998; Ware y Thompson, 2005; Cury et al., 2008; Link et al., 2010), el cambio climático (Richardson y Schoeman, 2004; FAO, 2009 a; Cheung et al., 2009, 2013; Brander, 2010; Fernandes et al., 2013) y, en menor medida, por la acuicultura (Naylor et al., 2000), la contaminación química (Ueno et al., 2004) y la eutrofización (Vitousek et al., 1997).

Los impactos directos de la pesca incluyen la disminución, e incluso la extinción, de especies comerciales y no comerciales (Pauly et al., 2002; Casey y Myers, 1998, Christensen et al., 2003; Baum et al, 2003; Myers y Worm, 2005), la pérdida de diversidad genética (García et al, 2003) y la generación de gran cantidad de descartes (Alverson et al., 1994; Tudela, 2004; Kelleher, 2005). Los impactos de carácter indirecto incluyen la degradación de los hábitats, principalmente mediante la destrucción del fondo marino (Turner et al, 1999; Collie et al., 2000; Kaiser et al., 2002; García et al., 2003;), y la proliferación de especies poco comerciales mediante cascadas tróficas (Pace et al. 1999; Daskalov, 2002; Walters et al., 2005; Frank et al., 2005; Daskalov et al., 2007; Coll et al., 2008, 2009).

De esta manera, la pesca transforma el ecosistema marino estable, maduro y eficiente a inmaduro y estresado (García et al., 2003). Las comunidades marinas sufren una reducción de la biodiversidad, un aumento de especies oportunistas y en general una reducción del tamaño medio de las especies dominantes (Pearson y Rosemberg, 1978; Gray, 1989) provocando que el ecosistema sea más sensible a factores externos, tales como el cambio climático (Brander, 2007). Esto tiene un impacto sobre los servicios de los ecosistemas marinos al ser humano (Worm et al., 2006).

Este impacto queda patente con el cambio en la composición de los desembarques que las pesquerías mundiales han sufrido en los últimos 45 años. Durante este periodo el nivel trófico medio de la captura global (mTLc), que puede ser utilizado como un índice de la sostenibilidad de los ecosistemas explotados (Pauly et al., 2002), ha disminuido a una tasa de alrededor de 0,1 por década (Pauly et al., 1998). Este proceso se conoce como “pesca cada vez más abajo en las redes tróficas (en inglés *“Fishing Down Marine Food Webs”*)” y describe un fenómeno de pesca progresiva hacia niveles tróficos menores del ecosistema a medida que las especies de vida más larga y mayor tamaño disminuyen por el impacto pesquero (Pauly et al., 1998).

Se puede discutir que la denominada “Fishing Down Marine Food Web” es un hecho inevitable, dada la creciente demanda de pescado (Pauly et al., 1998). En efecto, la reacción inicial del ecosistema a este proceso puede ser la liberación de los niveles tróficos inferiores de la depredación, donde los efectos en cascada puede conducir a un aumento de las capturas (Daskalov, 2002; Casini et al, 2009). Tales efectos, sin embargo, rara vez se observan en los ecosistemas marinos debido a que las interacciones tróficas en el ecosistema marino son complejas (Pace et al., 1999; Pinnegar et al., 2000). De hecho, los depredadores actúan dentro de una tupida red trófica, cuya estructura, que ayudan a mantener, tiende a ayudar a la producción de sus presas, ya que el depredador puede tener un efecto negativo directo hacia a sus presas pero también un efecto positivo indirecto, ya que se alimenta de otros depredadores y de competidores de sus presas (Ulanowicz y Puccia, 1990). De este modo, la eliminación de los

depredadores no conlleva necesariamente a un aumento de la abundancia de su presa disponible para el consumo humano. Por el contrario, puede conducir a aumentos o explosiones de las especies que habían sido suprimidas, a menudo invertebrados (Daskalov, 2002; Mills, 2001), algunas de las cuales pueden ser explotadas (por ejemplo, calamares y medusas) y otras no pueden ser explotadas (Van Dolah et al., 2001).

Otro indicador interesante con relación al impacto de la pesca sobre el ecosistema marino es la proporción de la producción primaria requerida para sostener las capturas (PPR), que permite cuantificar la huella ecológica de la pesca, dado que ésta se mide como la relación entre la productividad de los ecosistemas y el consumo humano (Wackernagel y Rees, 1996). A nivel mundial la PPR en los años 1990 se estimó en el 8%, sin embargo, para los ecosistemas marinos de la plataforma continental y de afloramiento esta estaba entre el 24 % y el 35 % (Pauly and Chistensen, 1995). Además, estudios recientes indican que la PPR no ha parado de aumentar desde 1950 (Swartz et al., 2010; Watson et al., 2013) y que ya a mediados de 1990, un tercio de los océanos del mundo y dos tercios de las plataformas continentales fueron explotadas a un nivel donde la PPR superó el 10 % (Swartz et al., 2010).

Además, se han observado cambios importantes en el funcionamiento y estructura de los ecosistemas debidos a la sobreexplotación. Como ejemplos representativos tenemos el que se ha dado en Terranova después del colapso del bacalao, que provocó la proliferación de varias presas de éste, como las gambas, los cangrejos y varias especies de peces pelágicos (Worms y Myers, 2003; Frank et al., 2005); y el que se ha dado en el Mar Negro, donde la sobreexplotación y la eutrofización han provocado una proliferación de fitoplancton y de plancton gelatinoso (Daskalov, 2002 ; Walters et al., 2005; Daskalov et al., 2007).

El hecho de que se han ido agotando muchas de las pesquerías del mundo y que muchos ecosistemas marinos se han degradado está bien documentado y su efecto sobre las economías y las sociedades de todo el mundo será enorme en el futuro inmediato y, lo que es más importante, muchos años más (FAO, 2003). Esto tiene repercusiones negativas para la seguridad alimentaria y el desarrollo económico, y reduce el bienestar social en países de todo el mundo, especialmente en aquellos que dependen del pescado como fuente principal de proteína animal e ingresos, como ocurre con los pescadores de subsistencia en los países en desarrollo (FAO, 2012a).

1.2. ESTUDIO Y GESTIÓN DE LOS RECURSOS MARINOS EXPLORADOS

A lo largo de las primeras décadas del siglo XX se desarrollaron los conocimientos sobre los parámetros biológicos fundamentales de las especies de mayor interés comercial, como el

crecimiento, la maduración sexual, la alimentación o la fecundidad, se definió la ecuación de rendimiento de las poblaciones explotadas (Rusell, 1931), se formuló la ecuación de crecimiento (Von Bertalanffy, 1938) y comenzó la aplicación de la dinámica de poblaciones a los stocks pesqueros (Graham, 1935; De Lury, 1947; Beverton y Holt, 1956) (Fernández, 2008). Entre las décadas de los 30 y 70 del siglo pasado se desarrollaron modelos matemáticos para la evaluación de stocks basados en datos de captura, esfuerzo de pesca y captura por unidad de esfuerzo (Thomson y Bell, 1934, Schaeffer, 1954, 1957; Pella y Tomlinson, 1969). Y finalmente apareció el Análisis de Población Virtual (John Pope, 1972), que con el paso de los años fue mejorado (Fernández, 2008).

Todas estas metodologías sirven para describir la dinámica de las especies, evaluar el estado de las poblaciones o stocks y obtener criterios científicos para su gestión. Estas evaluaciones se han realizado desde principios de la década de 1950, cuando los fundadores de la ciencia pesquera moderna trataron de equiparar el concepto de sostenibilidad con la noción de mortalidad por pesca óptima, que conlleva de alguna forma al máximo rendimiento sostenible (Pauly et al, 2002) y, por consiguiente, la ordenación pesquera tendió a centrarse sólo en la regulación de las actividades de la pesca para lograr la explotación sostenible de aquellas especies objetivo.

Por lo tanto, desde hace 50 años el paradigma predominante en la ordenación pesquera, que recibe el nombre de ordenación orientada hacia los recursos objetivo (TROM: “The Target Resources-Oriented Management”), ha sido mantener la base de recursos objetivo mediante diversas medidas de control sobre la magnitud y las operaciones de las actividades pesqueras (FAO, 2003).

Este paradigma se basa en que la productividad de los sistemas marinos y el nivel de captura de cualquier especie objetivo son limitados. Puede hacer referencia a las especies que no son objetivo de la pesca y las especies asociadas o dependientes pero, en general, no otorga importancia suficiente a los efectos potenciales, directos e indirectos, de la pesca sobre la dinámica del ecosistema, las condiciones necesarias para mantener su productividad y el hecho de que la sociedad le asigne unos valores y usos (FAO, 2003).

Los tipos de herramientas de la ordenación pesquera son muy variados, y entre ellos están por ejemplo los controles de insumos, que son controles de acceso y límites del esfuerzo pesquero como restricciones del número de buques, de capacidad, de aparejos o de salidas; los controles del rendimiento, que son límites en las capturas, tales como la captura total permitida (TAC); y las medidas técnicas, como las restricciones temporales y espaciales, las tallas mínimas de captura y las regulaciones sobre el tipo y diseño de los artes de pesca (FAO, 2012a).

Sin embargo, este tipo de ordenación no ha servido para gestionar correctamente los recursos explotados de forma generalizada ni preservar la integridad de los ecosistemas debido a varias razones. Existen varios motivos para ello de los cuales destacar los siguientes. Por ejemplo, la pesca no afecta únicamente a las especies objetivo sino que tiene un efecto mucho más amplio en el ecosistema (Jennings y Kaiser, 1998; Pauly et al, 1998; Hall, 1999) y las metodologías monoespecíficas son incapaces de captar las interacciones entre especies. Además existe un exceso de capacidad de las flotas pesqueras (Beddington et al., 2007; Pauly, 2009) También, en muchos casos, los datos pesqueros (captura, esfuerzo y poder de pesca) no se corresponden con la realidad y dificultan enormemente las evaluaciones de los científicos y la toma de decisiones de los políticos (Pang y Pauly, 2001; Castro, 2013). Las recomendaciones de los científicos han sido muchas veces ignoradas por varias razones, de entre las cuales destacan dos: datos poco precisos para usarlos como una prueba delante de los pescadores para restringir la pesca (Pauly et al, 2002) y las presiones políticas y económicas para, por ejemplo, aumentar las cuotas de captura permisibles (TACs) o implementar regulaciones menos restrictivas (Mora et al, 2009). También, de forma general las normativas no son respetadas por los pescadores y no se hacen cumplir adecuadamente por las autoridades (Beddintong et al., 2007; Mora et al, 2009) Finalmente, la pesca ilegal, no reglamentada y no declarada se encuentra muy extendida y, junto a la pesca recreativa y la pesca a pequeña escala, dificulta aún más una gestión adecuada de los recursos marinos (Pauly et al, 2002; Sumaila et al., 2006; Mora et al., 2009, Le Manach et al, 2011; Coll et al., In press).

Además, cuando la estructura de un régimen de gestión es débil la pesca es propensa a la sobreexplotación debido a varios factores, entre los que destacan la sobrecapacidad pesquera, las subvenciones a la sobreexplotación y el acceso al recurso por parte de flotas extranjeras y la pesca ilegal (Beddintong et al., 2007; Mora et al, 2009).

El estudio de Mora et al. (2009) indica que solo unos pocos países tienen una base científica sólida para hacer recomendaciones y un proceso transparente y participativo para convertir estas recomendaciones en medidas de gestión, a la vez que garantizar el cumplimiento de las diferentes regularizaciones.

Teniendo en cuenta lo anterior, se hace patente la necesidad de complementar la gestión basada en las especies objetivo con elementos extraídos de la ecología y, por lo tanto, avanzar hacia una gestión basada en el ecosistema (Pauly et al., 2002). Además, las consecuencias socioeconómicas y ecológicas de la crisis pesquera exigen una mayor voluntad política, una transferencia efectiva del conocimiento científico a las políticas de gestión y un mayor control y aplicación de las medidas de gestión (Mora et al, 2009).

1.3. LA GESTIÓN PESQUERA BASADA EN EL ECOSISTEMA

En los últimos años ha habido una toma de conciencia cada vez mayor de la importancia de las interacciones entre los recursos pesqueros, y entre los recursos pesqueros y los ecosistemas en los cuales existen; y la amplia gama de bienes y servicios proporcionados por los recursos pesqueros y los ecosistemas marinos. Además, se ha reconocido el mal desempeño de la ordenación pesquera en muchos casos y que ha llevado al lamentable estado de muchas pesquerías del mundo. También se ha conseguido un mayor conocimiento del valor funcional de los ecosistemas para los seres humanos y una mayor conciencia de las muchas incertidumbres relacionadas con el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas (FAO, 2009b).

Esta toma de conciencia ha llevado al reconocimiento de la necesidad de implementar una Gestión Pesquera Basada en el Ecosistema (“Ecosystem Based Fishery Management, EAMR, or Ecosystem Approach to Fisheries”, EAF) (FAO, 1995, FAO, 2003; FAO, 2009b). Este tipo de gestión combina dos paradigmas distintos pero relacionados entre sí y, acaso, convergentes, ya que el concepto de desarrollo sostenible hace necesaria su convergencia. El primero es el de la ordenación de los ecosistemas, cuyo objetivo es conservar la estructura, la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. El segundo es el de la ordenación de la pesca, cuya meta es satisfacer la necesidad de alimentos y de beneficios económicos de las sociedades y las personas (FAO, 2003).

El EAF reconoce que un enfoque ecosistémico es esencial para la aplicación del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (FAO, 1995), ya que dicho enfoque propone una vía para lograr el desarrollo sostenible en el ámbito pesquero teniendo en cuenta que el ser humano no explota recursos marinos aislados sino ecosistemas enteros (FAO, 2003). Este paradigma toma como base las prácticas de ordenación pesquera actuales y reconoce más explícitamente la interdependencia entre el bienestar de los seres humanos y los ecosistemas y, por lo tanto, hace hincapié en la necesidad de mantener o mejorar la salud y productividad de los ecosistemas para mantener o incrementar la producción pesquera, tanto para las generaciones actuales como para las futuras (FAO, 2003; FAO, 2009b; García et al, 2003).

Por lo tanto, el objetivo al gestionar los recursos marinos debe ser el de obtener una captura económicamente viable compatible con la conservación de las principales características y funciones de los ecosistemas marinos, y que prevenga cambios drásticos en la abundancia de especies, en la biodiversidad y en la degradación de los hábitats (Larking, 1996).

Este tipo de gestión tiene fuertes implicaciones, dada la dificultad de comprender en su totalidad la complejidad de los ecosistemas mediante el análisis cuantitativo de las partes y se reconoce el valor del conocimiento aproximado (Capra, 1996). De esta manera, dada la información

limitada sobre los ecosistemas y los elevados niveles de incertidumbre y error asociados a este tipo de gestión (Fjelland, 2002), se reconoce la necesidad de realizar una gestión pesquera donde el sentido común en el contexto de la precaución puede compensar la carencia de información.

En este tipo de gestión juegan un papel muy importante las Áreas Marinas Protegidas (en adelante AMP), ya que representan una buena herramienta para la gestión de la pesca y la conservación de los ecosistemas marinos (Walters et al., 1999; Roberts, 2000; Watson et al., 2000; Roberts et al, 2001; Pauly et al., 2002; Tudela, 2004). Esto se debe a que pueden permitir, a largo plazo, la protección y la conservación de la biodiversidad marina, de los hábitats, de las poblaciones tanto de peces como de otros organismos marinos, y el aumento de los rendimientos pesqueros en zonas circundantes (Sumaila et al, 2000; Roberts et al, 2001; Pauly et al., 2005).

La gestión basada en el ecosistema ha despertado un gran interés entre la comunidad científica y en consecuencia se han desarrollado varias herramientas en las últimas décadas, de entre las cuales destacan los modelos ecológicos (Christensen y Pauly, 2004; Plagányi, 2007). Éstos representan una herramienta válida cuando se tienen en cuenta las limitaciones intrínsecas de su aplicación, ya que tienen la capacidad de integrar el funcionamiento de los ecosistemas y permiten realizar predicciones de futuro. Sin embargo, en sus aplicaciones se pueden encontrar algunas deficiencias, como la dificultad de parametrización y el desconocimiento de procesos ecológicos relevantes (Plagányi, 2007).

De entre todos los modelos de ecosistema desarrollados destaca el modelo “*Ecopath with Ecosim*” (EwE), ya que es un modelo de simulación moderadamente sencillo que constituye un buen compromiso entre simplicidad en la parametrización requerida y fiabilidad de predicción (Christensen y Walters, 2004). Además, los datos que requiere generalmente ya se encuentran disponibles a partir de las evaluaciones de los “stocks”, de estudios biológicos o ecológicos básicos (Christensen et al., 2008).

1.4. PRESENTACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

1.4.1. Introducción

La zona de estudio del presente trabajo se encuentra en el noroeste del mar Mediterráneo, y comprende el golfo de León y parte del mar Balear, específicamente la plataforma continental y el talud superior desde Toulon (Francia) hasta el Cabo de la Nao (España), incluyendo el mar Catalán. La geomorfología de la zona se caracteriza por la alternancia de plataforma estrecha, como la zona sur y norte del mar Balear, y plataformas amplias, como la del golfo de León y la

de Castellón-Valencia, tal como se puede observar en la figura 2. Tiene una anchura mínima de plataforma en el norte del Delta del Ebro (10-15 km) sin tener en cuenta los cañones submarinos situados cerca de la costa como el cañón de Creus, el de Palamós y el de Blanes; y anchura una máxima en el golfo de León (de hasta 100 km) (Bas 2002; Lleonart and Maynou, 2003; Lleonart, 2011). El talud continental se caracteriza por la existencia de abundantes cañones submarinos, que se localizan principalmente en el golfo de León y el norte del mar Catalán, cuyo origen se debe tanto a procesos erosivos y sedimentarios como de tipo tectónico. Así mismo, son importantes los deltas del Ebro y del Ródano, dado su gran aporte de agua continental y las correspondientes estructuras deltaicas acompañadas de gran cantidad de lagunas litorales.

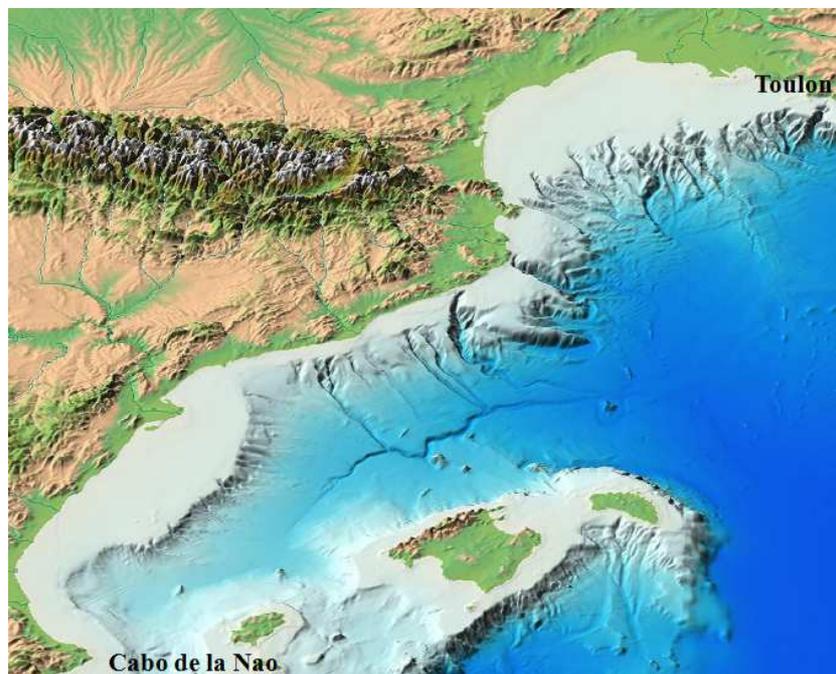


Figura 2. Mapa de la zona de estudio.

1.4.2. Características ambientales y ecológicas

La principal característica de la circulación marina en esta zona es la presencia de una corriente intensa que bordea el talud continental desde el mar de Liguria hasta la plataforma continental del mar Balear (Figura 3). Esta corriente es conocida como la Corriente del Norte, aunque también es denominada Corriente Liguro-Provenzal. Cuando llega al norte del Canal de Ibiza, esta corriente se bifurca, de modo que la rama principal continua hacia el SO, mientras que la rama secundaria gira en sentido ciclónico y vuelve hacia el NE, formando la Corriente Balear (Millot, 1987; Pinot et al, 2002). La corriente del Norte, que tiene una anchura de unos 30-50 km, alcanza profundidades de 300-400 metros (Millot, 1999) y se caracteriza por velocidades que oscilan entre los $50 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ en la superficie y unos pocos $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ a más profundidad. En la

zona de estudio, esta corriente está reforzada por la presencia del frente de talud (Font et al, 1988), que separa las aguas costeras menos saladas de las de mar abierto. Además, esta corriente sufre una marcada variabilidad estacional en lo que respecta a su flujo (Bethoux., 1980; Millot, 1999) y tiene importantes caracteres locales y de mesoescala, principalmente debidos a la abundancia de cañones submarinos y de los patrones locales de viento.

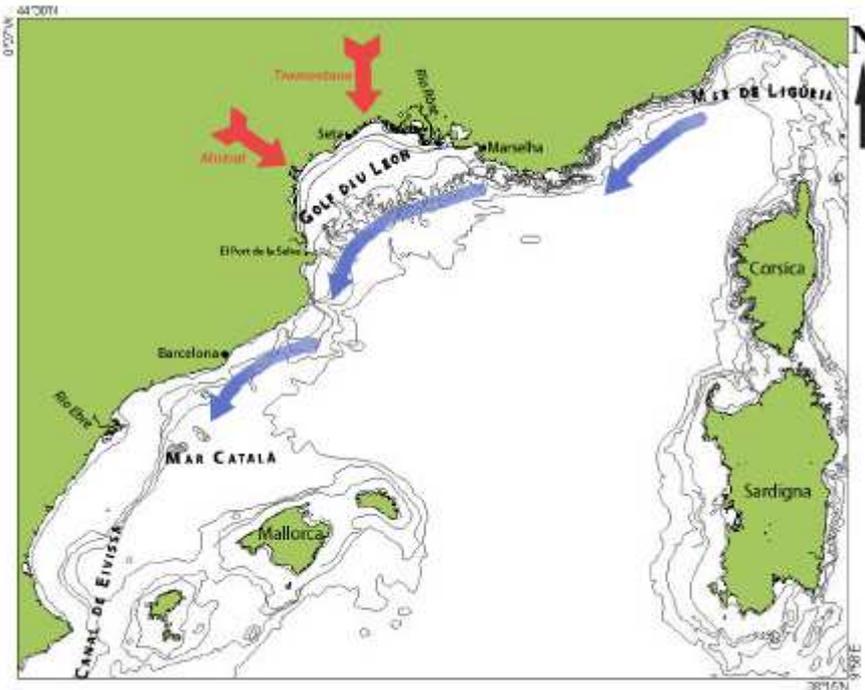


Figura 3. Mapa del Mediterráneo noroccidental donde se señalan los vientos dominantes del norte y noroeste (flechas rojas) y la Corriente del Norte (flechas azules). Extraído de Costalago, 2012).

Además, en la zona de estudio existe el Agua Levantina Intermedia, que es más salada y densa y discurre a mayor profundidad que las anteriores. Se origina en la cuenca oriental, pasa a la cuenca occidental a través del Estrecho de Sicilia, discurre por el Mar de Liguria, penetra en el golfo de León y bordea la costa peninsular Ibérica (Milot, 1987). Finalmente, los fuertes vientos de tramontana y mistral en el golfo de León y el mar de Liguria son los responsables de la formación del agua profunda del Mediterráneo Occidental (Milot, 1987).

Considerado globalmente, el Mediterráneo es un mar oligotrófico (Estrada, 1996; Huertas et al., 2012) debido, sobre todo a la pérdida de aguas mediterráneas profundas ricas en nutrientes que salen hacia el Atlántico, a la marcada estratificación vertical de las masas de agua y a la ausencia de fuertes corrientes y movimientos verticales que faciliten la renovación de los nutrientes en superficie. Sin embargo, una serie de características hacen que la zona de estudio sea una región relativamente productiva comparada con el resto (Estrada, 1996; Salat, 1996). Las principales características son el afloramiento de agua profunda rica en nutrientes hacia la superficie inducido por la acción de los vientos de tramontana y mistral (Agostini y Bakum,

2002; Ulses et al., 2008) en toda la zona de estudio pero sobretodo en el golfo de León y el norte del mar Catalán, y las descargas de los ríos, sobretodo del río Ródano, con un aporte medio de $1700 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Thill et al., 2001), y del Ebro, con un aporte alrededor de $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Guillén y Palanques, 1997), que representan más del 70 % de la entrada de agua dulce en el Mediterráneo occidental (Salat, 1996). Además, estos dos fenómenos tienen un importante efecto en el reclutamiento de varias especies demersales de valor comercial (Lloret et al., 2001) y en la captura de anchoa (*Engraulis encrasicolus*) y sardina (*Sardina pilchardus*) (Lloret et al., 2001; Lloret et al., 2004).

La estratificación estacional de las aguas superficiales es una característica común en todo el Mediterráneo. A mediados de primavera se empieza a formar una termoclina, que separa una capa de agua inferior, con una temperatura mínima de $13.5 \text{ }^\circ\text{C}$, de otra superficial (de unos 10-20 m), con una temperatura media en la totalidad de la zona de estudio de $18 \text{ }^\circ\text{C}$, pudiendo alcanzar valores de hasta 25 y $29 \text{ }^\circ\text{C}$ en agosto en el golfo de León y en la zona del sur del mar Balear respectivamente. A final de otoño, esta termoclina desaparece. Este fenómeno determina un máximo de producción primaria en otoño y primavera y un mínimo en verano (Estrada, 1996).

Por otro lado, la temperatura en el mar Mediterráneo ha aumentado progresivamente en las últimas décadas, tanto en las capas superficiales, con un aumento de $1.1 \text{ }^\circ\text{C}$ en superficie y de $0.7 \text{ }^\circ\text{C}$ a 80 m (Salat y Pascual, 2002), como en capas más profundas (Bethoux y Gentili, 1996). Este hecho puede dar lugar a un desplazamiento latitudinal de la distribución de las especies y/o variaciones de su abundancia. Los pocos estudios realizados hasta el momento en la zona de estudio muestran como algunas especies termófilas han ampliado su distribución hacia el norte o bien su abundancia ha aumentado en el norte del mar Catalán, como la alacha (*Sardinella aurita*), la anjova (*Pomatomus saltatrix*), la barracuda (*Sphyraena viridensis*), el espetón (*Sphyraena sphyraena*), la melva (*Auxis rochei*), la lampuga (*Coryphaena hippurus*) y la palometa (*Trachinotus ovatus*), entre otras (Sabatés et al., 2006; Lloret et al., 2012). Además, se ha constatado también una reducción de la abundancia y de la captura de diferentes especies de aguas frías en la zona del Cap de Creus, como la maruca (*Molva molva*) y el pez plata (*Argentina sphyraena*) (Lloret et al., 2012). Finalmente, la captura de espadín (*Sprattus sprattus*) en el norte del mar Catalán hasta inicios de los años 80 y en el golfo de León era frecuente, pero actualmente ha casi desaparecido en el mar Catalán, aunque en 2011 reapareció; y en el golfo de León solo se pesca en las aguas más frías (Lloret et al., 2012). Sin embargo, el estudio de Lloret et al. (2012) apunta a que en las especies de aguas frías, a diferencia de lo que pasa con las especies de aguas cálidas, no es fácil distinguir que parte de la disminución de las poblaciones es debido al calentamiento del agua y que parte es debido a la sobrepesca e indica la necesidad de realizar más estudios.

El mar Mediterráneo presenta una elevada biodiversidad, con unas 17.000 especies marinas descritas en la última revisión, de las cuales una quinta parte se consideran endémicas (Coll et al., 2010). Además existe un gradiente noroeste-suroeste en cuanto a la riqueza de especies de la mayoría de los grupos, lo que resulta en que la zona de estudio sea una de las zonas con más biodiversidad del Mediterráneo (Coll et al., 2010).

También la diversidad de hábitats es elevada i varios de éstos han sido incluidos en la Directiva Hábitats de la Unión Europea (Directiva 92/43/CEE). Algunos de estos hábitats aumentan la complejidad estructural del fondo marino, representan sitios de alimentación y de cría para determinadas especies y un oasis de alta producción que contrarresta las condiciones oligotróficas del Mediterráneo (Calloca et al., 2004; Ordines y Massutí, 2009). Entre estos descatacan las praderas de *Posidonia oceanica*, los fondos de maërl (*Lithothamnium coralloides* y *Phymotolium calcareum*), los campos de *Isidella elongata* y los corales, tanto el coral rojo (*Corallium rubrum*), muy diezmado en la actualidad, como los corales profundos (*Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata*).

Por lo que respecta a la comunidad ictiológica, está dominada principalmente por especies pelágicas de tamaño pequeño, como la anchoa, la sardina, la alacha y el espadín y, en menor medida, por algunas de porte medio, como los jureles (*Trachurus spp.*) y la caballa (*Scomber spp.*) (Cury et al., 2000; Coll et al., 2006a; Palomera et al., 2007; Banaru et al., 2013). También se encuentran especies de peces pelágicos de gran tamaño como el bonito (*Sarda sarda*), el atún blanco (*Thunnus alalunga*), el pez espada (*Xiphias gladius*), el atún rojo (*Thunnus thynnus*), la melva y la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*).

En cuanto al ámbito demersal, las especies de macrofauna más abundantes en la plataforma son los salmonetes. (*Mullus barbatus* y *Mullus surmuletus*), los peces planos (*Arnoglossus spp.*, *Citharus linguatula*, *Lepidorhombus spp.* y *Solea solea*), los rapés (*Lophius piscatorius* y *Lophius budegassa*), los pageles (*Pagellus bogaraveo*, *P. acarne* y *P. erythrinus*), los juveniles de merluza (*Merluccius merluccius*), los sargos (*Diplodus spp.*) la gamba blanca (*Parapennaeus longirostris*), la galera (*Squilla mantis*), entre otros, además de varias especies de cefalópodos, de entre las cuales destacar el pulpo común (*Octopus vulgaris*) y el pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*), la sepia común (*Sepia officinalis*), la pota voladora (*Illex coindetii*) y el calamar común (*Loligo vulgaris*). Por lo que respecta al talud, las especies más abundantes son los adultos de merluza, la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), la faneca (*Trisopterus minutus*), la cigala (*Nephrops norvegicus*) y la gamba roja (*Aristeus antennatus*).

Además, la zona de estudio alberga importantes colonias de aves marinas, de entre las cuales destacan la del golfo de León y la del delta del Ebro (Cadiou et al., 2004; Arcos et al, 2009; Coll et al, 2010). También se encuentran de forma permanente o realizando migraciones estacionales

varias especies de mamíferos y tortugas marinas (Beabrun, 1995; Forcada and Aguilar, 1996; Forcada y Hamond, 1998; Rousel et al., 2000; Ripoll et al, 2001; Forcada et al., 2004; Gomez de Segura, et al., 2005; 2006; Coll et al., 2010).

1.4.3. Actividad pesquera y gestión de los recursos marinos

La pesca tiene una gran tradición en los países mediterráneos, de manera que muchos de los métodos de explotación de los recursos se han venido desarrollando a lo largo de la historia. Esta larga tradición pesquera, unida a la diversidad de hábitats y especies y a la ausencia de grandes stock comerciales, sobretodo en el ámbito demersal, ha dado origen a una flota diversificada, con barcos relativamente pequeños. Además, existe un elevado número de puntos de desembarco, que, junto con las anteriores características, hacen que sea difícil y caro obtener unos buenos datos y realizar un control eficiente de la actividad pesquera (Farrugio et al., 1993; Leonart y Maynou, 2003; Coll et al., In press). Este hecho coge especial relevancia en el caso de Francia, donde una flota dispersa, sobre todo la artesanal, y sin un mecanismo de control mínimo como son las Cofradías en la mayoría de los puertos provoca una falta de control preocupante.

Las capturas se realizan cerca de la costa (plataforma continental y talud superior) y la pesca se desarrolla de forma diaria. Esto se debe a la existencia de un horario, que obliga a las embarcaciones a salir por la mañana y volver por la tarde en las pesquerías demersales y algunas de pelágicas (flota de arrastre, de palangre y artesanal), y a salir por la noche y volver por la mañana a la flota de cerco. Este hecho imposibilita, en ocasiones, una fuerte explotación del talud, especialmente cuando está muy alejado de la costa.

Con el paso de los años, la flota se ha ido reduciendo y modernizando. De esta manera, actualmente, la mayoría de las flotas son de carácter semiindustrial, y están compuestas por arrastreros, barcos de cerco y palangreros, que son los que realizan la mayor parte de la captura; a pesar de que la flota artesanal continua siendo importante en cuanto al número de barcos (Bas, 2002; Leonart y Maynou, 2003; Coll et al., In press). El gran desarrollo de las flotas pesqueras experimentado en las últimas décadas ha sido resultado del aumento del tamaño de las embarcaciones, el desarrollo e implementación de nuevas tecnologías y, sobretodo, un considerable aumento de la potencia de los motores. El aumento de la potencia de los motores ha sido el medio técnico más utilizado por varias razones. Disponer de una fuerte potencia motriz permite alcanzar el caladero rápidamente y, si es en primer lugar, mejor, ya que es una clara ventaja respecto a las otras embarcaciones. Este aspecto es de gran importancia debido a la limitación de la jornada de pesca y sobretodo, en las zonas donde las áreas de pesca son muy limitadas, como las zonas donde la plataforma continental es estrecha. Por otra parte, permite

acortar el tiempo invertido en la travesía de ida y regreso del caladero, lo que implica más tiempo de pesca efectiva y la posibilidad de llegar antes a la subasta/venta, lo que en algunas ocasiones se traduce en mejores precios de venta. Además, ha permitido acceder a distancias y a fondos que antes eran imposibles (Bas, 2002).

La flota de la zona de estudio está formada por más de 500 barcos de arrastre, más de 170 cerqueros, más de 75 palangreros y más de 1600 buques artesanales (Tabla 1). Cabe destacar que si bien en el caso de Catalunya hemos tenido acceso a la datos sobre la evolución de la flota entre 2003 hasta 2012 (Generalitat de Catalunya, 2013), en el caso de la Comunidad Valenciana solo hemos tenido acceso a los datos sobre el tamaño de la flota en 2012 (Generalitat Valenciana, 2013) y en el caso del golfo de León al del año 2007 (Demaneche et al., 2009).

Tabla 1. Flota pesquera de la zona de estudio. (1. Datos de 2003. 2. Datos de 2012).

Región / Arte	Arrastre	Cerco	Palangre	Artes menores
Golfo de León	111	46		927
Catalunya	356 ¹ -271 ²	119 ¹ -94 ²	81 ¹ -57 ²	796 ¹ -469 ²
Comunidad Valenciana	162	31	19	253
Total	629-544	196-171	100-76	1976-1649

Los stocks de especies de pequeños pelágicos son capturados básicamente por la flota de cerco y por la flota de arrastre. En Francia es debido a que la flota de arrastre realiza tanto arrastre bentónico como pelágico (Demaneche et al., 2009; D. Banaru, Com. Pers). En cambio, en España el arrastre pelágico está prohibido. Sin embargo, en la zona del delta del Ebro, la flota de arrastre bentónico captura una porción de peces pelágicos, sobretodo anchoa, debido a que utilizan el arrastre de tipo “quadrat”, con una gran abertura vertical. Esto ha creado algunos conflictos entre la flota de arrastre y de cerco (Álvarez, 1990; Lleonart, 1990), que ha llevado a establecer un máximo de desembarco de anchoa para la flota de arrastre (el 10% del desembarco total).

Por otro lado, las especies bentónicas y demersales son explotadas tanto por flotas de arrastre y palangre como por las flotas artesanales. Las características más destacadas de estas pesquerías es la elevada diversidad de especies capturadas, debido a la alta diversidad del Mediterráneo y a la ausencia de grandes stocks monoespecíficos (Farrugio et al., 2003); y la gran competencia existente entre flotas. Esta competencia está demostrada tanto en el en el golfo de León (Aldebert et al., 1993) como en el Mar Catalán (Demestre et al., 1997; Lleonart et al., 2003; Lleonart et al., 2013). Además, estos estudios muestran un claro dominio de la flota de arrastre sobre las demás pesquerías y el efecto negativo de esta pesquería sobre la rentabilidad de las otras. Por ejemplo, en el caso de merluza, la flota de arrastre, con una selectividad baja y una

captura alta de juveniles, afecta negativamente a la rentabilidad de los otros artes, que en este caso son las flotas de palangre y de enmalle (Lleonart et al., 2003).

En todo el Mediterráneo, los recursos marinos han sido explotados desde la antigüedad (Margalef, 1985), sin embargo, en las últimas décadas, el desarrollo tecnológico de la flota y la creciente demanda de recursos marinos están generando un impacto más fuerte y más amplificado en los recursos marinos. Este impacto queda patente en la zona de estudio con las diferentes evaluaciones, que indican que la mayoría de los stocks estudiados, tanto demersales como pelágicos, están plenamente explotados o sobreexplotados (Aldebert et al., 1993; Farrugio et al., 1993; Aldebert y Recasens, 1996; Sardà et al., 1998; Sardà, 1998; Papaconstantinou y Farrugio, 2000; Lloret y Lleonart, 2003; Lleonart y Maynou, 2003; Bas et al., 2003; Lleonart, 2005; Sardà et al., 2005; FAO, 2009c; Colloca et al., 2011) y con los diferentes modelos ecológicos desarrollados, que indican una intensa explotación sobre el ecosistema marino (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013) y cambios en la estructura trófica del ecosistema (Coll et al., 2008).

Además, y como ejemplo que se puede extrapolar a toda la zona de estudio, en Cataluña, la pesca se caracteriza, durante el siglo XX, por el incremento del esfuerzo pesquero y de las capturas durante las dos décadas que siguen la de los años 1960. Como resultado de una política estatal agresiva de desarrollo de la flota pesquera, las capturas se disparan hasta casi las 70.000 toneladas, cantidad que se mantiene con oscilaciones durante unos cuantos años hasta que se acaba desplomando hasta las 30.000 toneladas actuales (Lleonart y Maynou, 2012).

Finalmente, los métodos clásicos de evaluación y gestión, desarrollados para las grandes pesquerías monoespecíficas atlánticas, son de difícil aplicación en el Mediterráneo, debido a que presenta numerosas pesquerías multiespecíficas explotadas por una gran variedad de artes y flotas. De esta manera, el uso de TACs (capturas máximas permisibles) y cuotas, base de la gestión de las pesquerías atlánticas, no es aplicable al Mediterráneo, con la excepción del atún rojo (Lleonart, 2011).

La débil gestión pesquera del Mediterráneo no es adaptativa, lo que significa que las evaluaciones de un año no se utilizan para implementar nuevas medidas de gestión para el año siguiente, y está basada principalmente en el control del esfuerzo pesquero. Se ha reconocido que este tipo de gestión es más fácil de aplicar que otros, como los TACs (Shepherd, 2003). Sin embargo, este tipo de gestión es vulnerable al incremento del poder de pesca real de la flota debido a la implementación de nuevas tecnologías (Beddington et al., 2007), tal como ha sucedido en el mar Mediterráneo. No obstante, un monitoreo de la capacidad pesquera en el tiempo y un ajuste del esfuerzo en función de su evolución pueden permitir un buen control del esfuerzo (Barton et al., 2004).

Además, existen determinadas medidas técnicas, como el establecimiento de mallas mínimas para determinados artes y de tallas mínimas de captura para determinadas especies, la protección de determinadas especies y hábitats, la implementación de vedas y la creación de Áreas Marinas Protegidas. Sin embargo, estas medidas de gestión, están casi siempre muy por debajo de lo que sería recomendable (Lleonart, 2011). Las principales regularizaciones en la zona de estudio están recogidas en el Reglamento (CE) Núm. 1967/2006, si bien, los diferentes países miembros pueden establecer medidas de gestión más restrictivas, que se aplican a la flota nacional y a los buques que faenan en sus aguas territoriales.

De esta manera, avanzar hacia una Gestión Pesquera basada en el Ecosistema es también necesario en el Mediterráneo (Cochrane and De Young, 2008, LLeonart, 2011; Coll y Libralato, 2012; Coll et al., 2013a). Una iniciativa útil para promover el EAF en el Mediterráneo es el proyecto CREAM (Coordinating Research in Support to Application of Ecosystem Approach to Fisheries and Management Advice in the Mediterranean and Black Seas; <http://www.cream-fp7.eu/>), financiado por la UE y que pretende: a) Establecer las directrices para la aplicación del EAF en el Mediterráneo y Mar Negro, b) Establecer una red de colaboración eficaz entre los distintos agentes de investigación y gestión pesquera del Mediterráneo y el Mar Negro; y c) Formación y capacitación de los socios con el fin de armonizar la recopilación de datos y las metodologías utilizadas en la evaluación y gestión pesquera (Coll et al., 2013a).

En las últimas décadas se han aplicado numerosas herramientas de modelado ecológico en el Mediterráneo, principalmente EwE (Coll y Libralato, 2012). De esta manera, más de 40 modelos Ecopath se han desarrollado hasta la actualidad (Coll y Libralato, 2012; Banaru et al., 2013; Tecchio et al., 2013; Moutolopoulos et al., 2013; Hattab et al., 2013), de los cuales tres se han desarrollado en la zona de estudio (Coll et al., 2006a, 2008; Banaru et al., 2013; Tecchio et al., 2013). Muchas de estas aplicaciones analizaron los impactos de la pesca en el ecosistema y evaluaron diferentes estrategias de gestión, entre otros. Esto ha permitido generar una gran cantidad de información a nivel de ecosistema y, por lo tanto, ha contribuido en la aplicación del EAF en el Mediterráneo (Coll y Libralato, 2012).

1.4.4. El ecosistema modelizado

El ecosistema modelado de este estudio se sitúa en la plataforma continental y el talud continental del golfo de León y el mar Balear (desde Toulon en Francia hasta el Cabo de la Nao en España), en el Mediterráneo Noroccidental (en adelante, modelo del NWMS). El modelo Ecopath desarrollado representa el inicio del 2000, entre los años 1999 y 2003. Estos años han sido elegidos debido a que había suficientes datos para poder realizar la modelización y que, si

se quiere desarrollar el módulo temporal Ecosim, es necesario disponer de series temporales de unos 10 años como mínimo.

El modelo incluye las batimetrías de 0 a 1000 m de profundidad, tanto el ámbito demersal como el ámbito pelágico (Figura 4). La superficie total del área de estudio es de 45.547,1 Km². La subzona del golfo de León representa el 37,73% del área modelizada y la subzona del Mar Catalán representa el 62,27% del área.

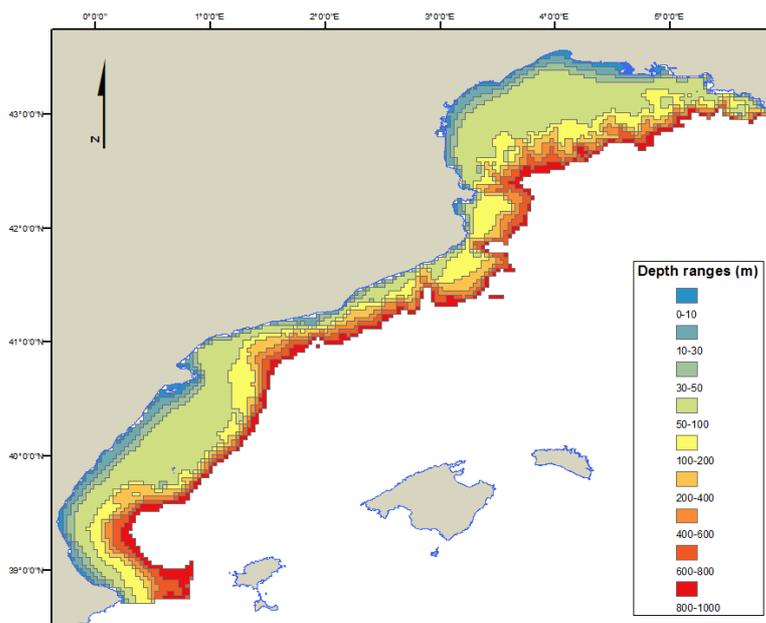


Figura 4. Mapa del ecosistema modelizado con los rangos batimétricos identificados (la superficie de cada rango se muestra en la Tabla 2). Elaboración a partir del software ArcGIS v10.

La selección de las batimetrías incluidas en el modelo se justifica por motivos pesqueros y biológicos. Por un lado el límite de 0-50 m se justifica por el hecho de que este rango representa una zona de alimentación muy importante para la mayoría de las especies o grupos funcionales y por la inclusión en el modelo de las praderas de Posidonia, los macrófitos y el microfitobentos, y la flota artesanal, que faena mayoritariamente en dicho rango.

Por otro lado, el límite de 1000 m coincide con el límite donde la flota de arrastre tiene permitido faenar (EC Regulation 1967/2006). Cabe destacar que, si bien en las zonas donde la plataforma es amplia, como la zona del delta del Ebro y el golfo de León, la flota de arrastre no suele faenar más allá de los 400 - 500 m (Lleonart, 1990; Aldebert et al., 1993, Lleonart et al, 2003; Bas et al, 2003), en las zonas donde la plataforma continental es más estrecha esta flota sí que suele faenar a profundidades superiores (Bas et al., 2003). Además, la inclusión de éste rango va a permitir en un futuro utilizar el modelo ecológico para hacer simulaciones

espaciotemporales que evalúen el impacto del Área de Pesca Restrictiva del golfo de León (Leonart et al., 2008).

Al definir los estratos también se ha tenido en cuenta los datos disponibles. Los primeros cuatro estratos se han definido en función de los datos de las campañas MEDITS (Bertrand et al., 2002) y el quinto estrato incluye un rango batimétrico muy amplio (500 a 1000 m) debido a que de los 800 a los 1000 m hay muy poca información y se ha asumido que las características ecológicas y poblacionales del rango de 500 a 800 m (estrato 5 de las campañas MEDITS) se puede extrapolar al rango de 800 a 1000 m. Los datos MEDITS en este estrato se han complementado con datos de campanas del ICM-CSIC.

Tabla 2. Distribución batimétrica de los estratos definidos en la Figura 4.

Estrado	Rango (m)	Km2	% Área
1	0-50	8295.8	18.21
2	50-100	15966.9	35.06
3	100-200	6887.3	15.12
4	200-500	4390.6	9.64
5	500-1000	10006.5	21.97
Total	0-1000	45547.1	100

Finalmente, los límites norte y sur de la zona de estudio se justifican también por criterios pesqueros y ecológicos. En primer lugar, las flotas de esta zona trabajan dentro del área de estudio (Leonart, 1990; Aldebert et al., 1993), a excepción de la de las zonas límite (Toulon y Xàbia o Jávea). Además, muchos de los stocks son compartidos, como es el caso de la merluza (*Merluccius merluccius*) y la anchoa (*Engraulis encrasicolus*), y los eventos hidrodinámicos indican una conectividad entre el golfo de León y el mar Balear.

Asimismo, en esta la zona de estudio se han desarrollado varios modelos Ecopath, tales como el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a, 2008), el del talud superior del mar Catalán (Tecchio et al., 2013) y el del golfo de León (Banaru et al., 2013). Además, en la Estrategia Marina del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente se habla de la necesidad de desarrollar un modelo trofodinámico de balance de masas para la zona del levante español (MAGRAMA, 2012a).

Se ha decidido no incluir en el modelo las islas Baleares debido a que esta zona presenta una serie de características ecológicas y pesqueras diferentes, entre las que destacan (Quetglas et al., 2012):

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

2. La diferente estructura y composición de los fondos de arrastre y las comunidades bentónicas, debida a diferentes características físicas relacionadas con la geografía entre las dos zonas.
3. La importante diferencia entre las comunidades faunísticas explotadas en las dos zonas, derivada de las diferencias físicas mencionadas anteriormente.
4. La baja interacción entre la flota pesquera demersal de las dos zonas, exceptuando la flota de arrastre de Dénia y Jávea que tiene por objetivo la gamba roja.
5. La menor presión pesquera en las Islas Baleares respecto el Levante de la Península Ibérica, llegando a ser de un orden de magnitud inferior en el caso de la pesquería de arrastre.
6. El mejor estado de conservación en que se encuentran las especies y ecosistemas demersales de las Islas Baleares debido a la menor explotación pesquera.

De esta manera, a pesar de que la zona de estudio no es una entidad ecológica completamente definida, sí tiene características que permiten una correcta construcción del modelo Ecopath (Christensen y Walters, 2004).

El modelo Ecopath desarrollado representa el inicio del 2000, entre los años 2000 y 2003. Este periodo de tiempo se ha escogido ya que había suficiente información tanto de la abundancia de las especies como de la actividad pesquera. Además, cuando se quiere desarrollar el módulo Ecosim, es necesaria una serie temporal de unos 10 años.

1.5. OBJETIVOS DEL TRABAJO

El objetivo de este estudio es contribuir a una gestión pesquera sostenible en el Mediterráneo occidental a través de una aproximación ecosistémica. Para la consecución de este objetivo se ha desarrollado un modelo ecológico que engloba todo el ecosistema y también la actividad pesquera y se han planteado cuatro objetivos concretos:

- a) Caracterizar la estructura y funcionamiento del ecosistema explotado utilizando un modelo ecológico,
- b) Evaluar el impacto de la actividad pesquera en el ecosistema mediante el uso de indicadores ecológicos obtenidos del modelo,
- c) Comparar los resultados obtenidos con otros modelos ecológicos desarrollados en varias áreas del mar Mediterráneo y del golfo de Cádiz.
- d) Examinar el posible impacto de la implementación de diferentes medidas de gestión utilizando un módulo dinámico temporal integrado en el modelo ecológico desarrollado.

CAPITULO 2: METODOLOGÍA

2.1. ORIGEN Y APLICACIONES DE ECOPATH WITH ECOSIM

El modelo trófico de balance de masas, Ecopath, fue inicialmente desarrollado por Polovina (1984) para caracterizar las relaciones tróficas en el ecosistema del arrecife de coral de la isla “French Frigate Shoals” (Noroeste de Hawai). Posteriormente, Christensen y Pauly (1992) desarrollaron el modelo Ecopath II, combinando las ideas de Polovina junto con diversos enfoques de la ecología teórica, en particular las propuestas por R.E. Ulanowich y E.P. Odum (Christensen et al., 2008). Finalmente, se han desarrollado los módulos dinámicos, temporal Ecosim en 1995 (Walters et al., 1997) y espacial Ecospace en 1998 (Walters et al., 1999). Actualmente, estos módulos se encuentran integrados en el modelo Ecopath with Ecosim (EwE). En el presente trabajo se ha utilizado la versión 6.3 de EwE, que está disponible en forma de software gratuito en <http://www.ecopath.org>.

Ecopath es un modelo de equilibrio de masas (“*mass balanced*”) que, considerando las interacciones tróficas en un ecosistema y las especies comerciales y no comerciales, describe cuantitativamente el ecosistema en término de flujos tróficos. Además, permite la inclusión de las flotas pesqueras, que se consideran depredadores adicionales del ecosistema. Los módulos dinámicos temporales y espaciales Ecosim y Ecospace permiten hacer simulaciones sobre la evolución de la biomasa de las especies incluidas a lo largo del tiempo y del espacio.

Actualmente el modelo EwE se considera el modelo ecológico acuático más ampliamente utilizado en todo el mundo (Plagányi, 2007), con más de 6000 usuarios registrados (Christensen et al., 2009), y más de 300 modelos publicados (www.ecopath.org). Además, fue reconocido recientemente como uno de los diez mejores avances científicos de los últimos 200 años por la agencia americana NOAA (<http://celebrating200years.noaa.gov/breakthroughs/ecopath/>). Su aplicación ha permitido, entre otros, caracterizar los ecosistemas explotados, identificar el rol de la pesca, evaluar la importancia de la configuración trófica y los factores ambientales en la dinámica de los recursos explotados, evaluar el emplazamiento y el tamaño de las áreas marinas protegidas y analizar diferentes opciones de gestión en un contexto ecosistémico (Christensen y Walters, 2004). El modelo Ecopath puede ser utilizado para identificar los vacíos en el conocimiento que tenemos sobre los ecosistemas marinos.

El software EwE tiene tres componentes principales, o niveles de modelización:

- Ecopath: es el modelo estático que proporciona una “fotografía instantánea” del flujo trófico que caracteriza el ecosistema en un periodo determinado (Christensen y Walters, 2004; Christensen et al., 2008).

- Ecosim: es el módulo dinámico temporal que permite ajustar y validar el modelo Ecopath, analizar el cambio en abundancia de las diferentes especies y evaluar el efecto de la pesca y los factores ambientales en la dinámica de los recursos, así como diferentes estrategias de gestión, a lo largo de un determinado periodo de simulación (Walters et al., 1997; Christensen y Walters, 2004; Christensen et al., 2008).
- Ecospace: es el módulo dinámico espacio-temporal que permite incluir en la modelización el elemento espacial y evaluar diferentes estrategias de gestión, especialmente el establecimiento de Áreas Marinas Protegidas (Walters et al., 1999; Christensen y Walters, 2004; Christensen et al., 2008).

2.2. EL MODELO ECOLÓGICO DE EQUILIBRIO DE MASAS ECOPATH

2.2.1. ECUACIONES Y PARÁMETROS BÁSICOS

El modelo trófico Ecopath se basa en dos ecuaciones principales: una describe la producción biológica y la otra describe el balance de energía para cada grupo funcional (i) (Christensen y Walters, 2004; Christensen et al., 2008). Los grupos funcionales pueden ser fracciones poblacionales de una especie (diferentes fases ontogénicas, poblaciones aisladas, etc.), especies individuales o grupos de especies con características comunes (Christensen et al., 2008).

La primera ecuación principal del modelo describe que la producción de cada grupo funcional (i) es igual a la mortalidad por depredación ($M2_{ij}$) sobre (i) causada por la biomasa de los depredadores (B_j), la exportación de biomasa de (i) fuera del sistema causada por la actividad pesquera (Y_i) sobre (i), la migración neta (E_i) de (i), la biomasa acumulada (BA_i) en el sistema de (i), y otras causas de mortalidad ($MO_i = P_i \cdot (1 - EE_i)$) de (i), excluyendo la depredación y la mortalidad por pesca:

$$P_i = B_j \cdot M2_{ij} + Y_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i) \quad \text{Ecuación (1)}$$

En esta ecuación, la mortalidad por depredación se define como:

$$M2_{ij} = \sum Q_j \cdot DC_{ij} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde, Q_j es el consumo del depredador (j) y DC_{ij} es la fracción de la dieta del predador (j) sobre la presa (i).

Posteriormente, la ecuación 1 se puede reformular como:

$$B_i \cdot (P/B)_i = \sum B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ij} + Y_i + E_i + BA_i + B_i \cdot (P/B)_i \cdot (1 - EE_i) \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde: $(P/B)_i$ es la producción del grupo funcional (i) por unidad de biomasa; $(Q/B)_i$ es el consumo de (i) por unidad de biomasa y DC_{ij} indica la proporción de (i) en la dieta del depredador (j).

EwE parametriza el modelo estableciendo un sistema de ecuaciones lineales que, en un principio, tiene tantas ecuaciones como grupos funcionales se definen. Para cada ecuación, se deben conocer tres de los cuatro parámetros básicos del modelo y el cuarto es estimado: B_i , $(P/B)_i$, $(Q/B)_i$ y EE_i , que es la Eficiencia Ecotrófica o fracción de la producción usada en el sistema o exportada fuera de él, además de la composición de las dietas por grupo funcional. El cociente de asimilación de alimento $(1-U/Q)$ y el destino del detrito son parámetros que se deben incluir, aunque existen valores establecidos por defecto. El modelo también requiere la tasa de captura por flota y grupo funcional, la tasa de migración neta y la tasa de acumulación de biomasa si son necesarias para describir la dinámica de los grupos funcionales. Todos estos parámetros se integran como sigue:

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i - \sum B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ij} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad \text{Ecuación (4)}$$

Donde la producción de (i) (P_i) se calcula mediante el producto de B_i con el $(P/B)_i$, que, bajo condiciones estables del ecosistema, equivale a la mortalidad total (Z) (Allen, 1971).

El modelo utiliza un sistema de algoritmos para resolver las ecuaciones lineales establecidas a partir de la Ecuación (4) empleando el método inverso generalizado. Normalmente, se incluyen los datos de B , P/B , Q/B , DC e Y , y el modelo calcula la EE por grupo funcional.

Finalmente, una vez se han estimado los parámetros desconocidos, el modelo equilibra las entradas y las salidas para cada grupo funcional. Este equilibrio de energía de cada grupo se hace mediante la segunda ecuación principal, que es la de balance de energía. Esta ecuación establece que el consumo (Q) de (i) es igual a la suma de la producción (P) de (i), la respiración (R) de (i) y el alimento no asimilado ($U \cdot Q$) de (i):

$$Q_i = P_i + R_i + (U/Q)_i \quad \text{Ecuación (5)}$$

Esta ecuación se rige por la primera ley de la termodinámica, según la cual la energía no se crea ni se destruye, sino que cambia de una forma más concentrada a una más dispersa en un ecosistema cerrado. Sin embargo, en la construcción de un modelo Ecopath no se asume que el ecosistema es un ecosistema cerrado, sino que la energía se conserva, es decir, que la energía que fluye en el sistema biótico es igual a la energía usada dentro del sistema y a la que se escapa fuera de él (Christensen y Walters, 2004). Esta asunción de la conservación de la energía en el ecosistema, que es muy útil para el cálculo de los parámetros del modelo, se realiza para cada

grupo funcional y la energía que entra y sale del ecosistema debe adecuarse a cada componente identificado del ecosistema.

2.2.2. DEFINICIÓN DE LOS GRUPOS FUNCIONALES

La primera tarea en la construcción de un modelo Ecopath es definir los grupos funcionales del modelo (Christensen et al., 2008), que deben representar, en mayor o menor medida, todos los niveles tróficos del ecosistema, es decir, desde los productores primarios hasta los depredadores apicales, incluyendo la flota pesquera (Christensen et al., 2008). De esta manera, aunque un estudio detallado de las redes tróficas marinas debería, en principio, incluir todos los elementos del sistema, con propósitos prácticos se incluyen solo aquellos componentes que puedan ser muestreados de manera efectiva. Además se deben incluir los grupos relacionados con el detrito, que deben representar, como mínimo, el detrito natural y/o la “nieve marina” y los descartes (Christensen et al., 2008).

La definición de los grupos funcionales se basa en la información disponible de las especies del ecosistema en términos biológicos y ecológicos (por ejemplo, la alimentación, el hábitat y la mortalidad), en su importancia económica dentro de la pesquería (Christensen et al., 2008) y en función de los datos disponibles requeridos (biomasas, dietas, capturas, producción y consumo). En ecosistemas con muchas especies se pueden utilizar métodos estadísticos multivariados para definir grupos mixtos compuestos de distintas especies a través del análisis de la información ecológica disponible. Por ejemplo, en el modelo del sur del Mar Catalán se ha aplicado un análisis factorial de correspondencias (AFC) y un análisis jerárquico o dendrograma con la información disponible sobre dietas (Coll et al. 2006a).

Para poder explicar el procedimiento seguido en la definición de los grupos funcionales del modelo del NWCS cabe destacar, ante todo, que éstos se han basado principalmente en los modelos del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a, 2008), del golfo de León (Banaru et al., 2013) y del talud superior del mar Catalán (Tecchio et al, 2013), además de en la Estrategia Marina Levantino-Balear del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente del Gobierno de España (MAGRAMA, 2012a). También se han incluido algunos grupos debido a que la zona de estudio es más grande que la de los tres modelos desarrollados con anterioridad y a que se incluye la plataforma continental y el talud continental (hasta los 1000 metros de profundidad). Además, se han definido dos grupos funcionales para una misma especie o conjunto de especies según el estrato batimétrico ocupado (plataforma o talud), y según la información sobre algunas especies que años atrás no estaba disponible.

El procedimiento general seguido para definir los grupos funcionales del modelo ha sido el siguiente:

1. En primer lugar se han definido los grupos funcionales en base a su importancia o bien ecológica dentro del ecosistema o bien económica en la zona de estudio.

Estos grupos son: 1. Fitoplancton, 2. Posidonia (*Posidonia oceanica*), 3. Macrófitos, 4. Microfitobentos, 5. Micro- y mesozooplancton, 6. Macrozooplancton, 7. Plancton gelatinoso, que se ha considerado por separado del macrozooplancton porque tiene un papel trófico diferente (Javidpour et al., 2009), 8. Poliquetos, 9. Suprabentos, 10. Salpa (*Sarpa salpa*), 11. Salmonetes, 12. Bacaladilla, 13. Rapes, 14. Faneca, 15. Congrio (*Conger conger*), 16. Peces planos (pleuronectiformes), 17. Alacha, debido a su importancia en el sur del mediterráneo occidental, 18. Espadín, debido a su importancia en el golfo de León, 19. Jureles (*Trachurus mediterraneus*, *T. trachurus* y *T. picturatus*), 20. Caballa (*Scomber scomber*) y estornino (*S. japonicus*), 21. Rayas (Rajiformes), 22. Tortugas marinas (*Caretta caretta*), 23. Aves marinas, 24. Cetáceos odontocetos (*Globicephala melas*, *Grampus griseus*, *Physeter macrocephalus*, *Stenella coeruleoalba* y *Tursiops truncatus*), y 25. Rorcual común (*Balaenoptera physalus*).

2. En el caso de la merluza, la sardina y la anchoa, dado que se dispone de suficiente información, se han definido dos grupos ontogénicos funcionales por especie utilizando el módulo *Multi-stanza* de EwE. Teniendo en cuenta la información disponible se han separado éstos de la siguiente manera:

- Para la merluza se ha establecido el grupo de adultos con individuos mayores a 25 cm o dos años de edad y el de juveniles con individuos iguales o menores de 25 cm. Esta división coincide, de manera general, con la fracción de la población explotada por la flota de arrastre, que captura principalmente individuos inferiores a 25 cm y la explotada por la flota de palangre y enmalle, que captura principalmente individuos adultos (Aldebert et al, 1993; Recasens, 1993; Recasens et al, 1998; Jadaud et al, 2011a).

- En el caso de la sardina y de la anchoa la división entre juveniles y adultos se ha establecido en base a la información sobre su talla de primera madurez. Para la sardina se ha establecido el grupo de adultos con individuos mayores a 12 cm y el de juveniles con individuos iguales o menores a 12 cm (Palomera, com. Pers). Para la anchoa se ha establecido el grupo de adultos con individuos mayores a 11 cm y el de juveniles con individuos iguales o menores a 11 cm. (Palomera et al. 2007).

3. En cuanto a los crustáceos se han separado la galera, la cigala y gamba roja por motivos económicos y el resto se han agrupado según criterios ecológicos. Siguiendo este criterio tenemos los siguientes grupos: 1. Galera, 2. Cigala, 3. Gamba roja, 4. Otras gambas (decápodos natantia), y 5. Otros cangrejos (decápodos reptantia).

4. Los cefalópodos se han clasificado en función de su hábitat y en el estrato donde se encuentran. De esta manera, se han distinguido: 1. Cefalópodos bentónicos de plataforma, 2. Cefalópodos bentopelágicos de plataforma, 3. Cefalópodos bentónicos de talud, y 4. Cefalópodos bentopelágicos de talud.

5. Con las especies de tiburones demersales se ha realizado una separación en dos grupos en función del estrato en el que habitan. De esta manera se han clasificado en: 1. Tiburones demersales de plataforma, y 2. Tiburones demersales de talud.

6. Para el resto de especies de peces de agua profunda se ha realizado una separación en función de la zona donde habitan. Siguiendo este criterio tenemos los siguientes grupos: 1. Peces Bentopelágicos, especies que viven en el fondo o en sus proximidades (pocas decenas de metros), y 2. Peces Mesopelágicos, especies pelágicas con una distribución vertical muy amplia, desde los 200 m hasta los 1000 m (Badcock, 1970; Hulley, 1981; Gartner et al, 1987).

7. Para el grupo de grandes peces pelágicos se ha optado por separar al Atún rojo (*Thunnus thynnus*) debido a que su pesquería se encuentra regulada a través de TAC (Total Admisible de Capturas). Los grupos funcionales definidos son: 1. Atún rojo, y 2. Otros grandes peces pelágicos (*Auxis rochei rochei*, *Euthynnus alletteratus*, *Sarda sarda*, *Thunnus alalunga* y *Xiphias gladius*).

8. El resto de especies de invertebrados bentónicos sin una clara importancia ecológica o pesquera se han agrupado en un mismo grupo funcional, que incluye los equinodermos, las ascidias, los poríferos, los sipuncúlidos y los cnidarios bentónicos.

9. Con el resto de especies de peces demersales sin una clara importancia ecológica o pesquera se ha realizado una separación en función del estrato y, en el caso de las especies de plataforma se ha optado por una clasificación adicional en base a su tamaño y ecología general. De acuerdo con estos criterios se han definido los grupos siguientes: 1. Peces demersales pequeños de plataforma, 2. Peces demersales grandes de plataforma, y 3. Peces demersales de talud.

10. Para el detrito se han definido tres grupos funcionales. Se ha establecido uno para el detrito natural, que incluye el detrito del sedimento y la “nieve marina”, otro para los descartes, compuesto por invertebrados y peces, y un último para las capturas accidentales de aves marinas, cetáceos y tortugas.

Finalmente, la red trófica microbiana (Calbet et al, 2002) se ha considerado indirectamente dentro del compartimento del detritus. Se ha escogido esta opción debido a que los inputs para la red trófica microbiana son escasos y difíciles de estimar, sus flujos pueden enmascarar otros

flujos tróficos del sistema (Christensen et al., 2008) y los modelos desarrollados anteriormente en el Mediterráneo no incluyen directamente la dinámica de la red trófica microbiana (Pinnegar, 2000; Coll et al., 2006 a, 2007; Tsagarakis et al., 2010, Banaru et al., 2013; Tecchio et al., 2013).

2.2.3. PARAMETRIZACIÓN DEL MODELO ECOPATH

Las unidades escogidas para el modelo se expresan en peso húmedo por unidad de superficie y unidad de tiempo ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) para los flujos y peso húmedo por unidad de superficie ($t \cdot km^{-2}$) para las biomásas.

Debido a la falta de información, las condiciones del estado estacionario se han asumido con una biomasa de acumulación (BA_i) =0, tal como se procedió para los modelos del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006 a), del talud superior del mar Catalán (Tecchio et al., 2013) y del golfo de León (Banaru et al., 2013), respectivamente. La eficiencia ecotrófica (EE_i), al ser un parámetro difícil de calcular, se ha dejado como parámetro a estimar en la gran mayoría de los grupos funcionales durante el proceso de equilibrio del modelo.

A continuación se incluye una descripción breve de los datos iniciales que se han empleado en el modelo y en el anexo 1 se resumen de forma global estos parámetros básicos por grupo funcional.

1. Biomasa por grupo funcional

La biomasa de cada grupo funcional se expresa en términos de biomasa media por unidad de superficie ($t \cdot Km^{-2}$). Existen numerosas técnicas para calcular este parámetro según las especies o grupos funcionales (Christensen et al., 2008). La biomasa total de cada grupo funcional se ha calculado, siempre que ha sido posible, ponderando la biomasa por estrato (estratos 1, 2, 3, 4 y 5) para cada una de las subzonas del modelo (mar Balear y golfo de León) y, finalmente ponderando las biomásas de cada subzona. También se ha tenido en cuenta los datos de varios años si estaban disponibles.

A continuación se hace una breve descripción de cómo se ha calculado este parámetro en los diferentes grupos funcionales del modelo Ecopath.

a) Fitoplancton

Para el cálculo de la biomasa del fitoplancton se han extraído los datos disponibles de concentración de clorofila de la zona de estudio a partir del Sistema de Información Ambiental Marina de la Comisión Europea (EMIS por sus siglas en inglés; <http://emis.jrc.ec.europa.eu/index.php>).

A partir de los datos procedentes del satélite MODIS-A se ha extraído una serie temporal desde 2002 hasta 2003, obteniendo un valor medio anual de $0.33 \text{ mg Chl-A} \cdot \text{m}^{-3}$. Las unidades de Clorofila-A se han transformado a unidades de carbono ($\text{mg C} \cdot \text{m}^{-2}$) mediante el factor de conversión de 51 unidades de C = 1 unidad de Chl-A (Jørgensen et al., 1991) y teniendo en cuenta que el máximo de Clorofila-A se encuentra aproximadamente a 50 m de profundidad en verano (Estrada, 1985). Finalmente, se han transformado las unidades de carbono a unidades de materia orgánica (m.o.) mediante el factor de conversión de 1 unidad de C = 10 unidades de m.o. (Daalgaard y Pauly, 1997).

b) *Posidonia oceanica*

Para el cálculo de la biomasa de las praderas de *Posidonia oceanica* en la zona española del área de estudio se ha utilizado el valor de la extensión de las praderas en Catalunya y la Comunidad Valenciana ($60,37 \text{ km}^2$ y 304 km^2 respectivamente) (MAGRAMA, 2012b). En el caso de la Comunidad Valenciana se le ha restado el área correspondiente al sur del Cabo de la Nao (212 km^2) (J. L. Sánchez Lizaso. Com. pers.), que queda fuera de la zona de estudio. Después se ha estimado su biomasa a partir del porcentaje de cobertura de las diferentes zonas muestreadas (Submón, 2008; J. L. Sánchez Lizaso. Com. pers.) y de un valor medio de biomasa foliar por unidad de superficie ($150 \text{ g de peso seco/m}^2$) (J. Romero, Com. pers.). Cabe destacar que no se ha incluido la biomasa de los rizomas y las raíces debido a que mayoritariamente son un sumidero de carbono y que no son depredadas por organismos incluidos en el modelo de forma directa. Finalmente se ha utilizado un factor de conversión de $0,246 \text{ g peso seco} / 1 \text{ g de peso húmedo}$ (Pérez y Romero, 2008).

En el golfo de León la *Posidonia oceanica* ocupa un área de 20 km^2 (D. Banaru, Com. pers) y, con la finalidad de obtener un valor de biomasa, se le han aplicado mismos factores de conversión aplicados a la zona española del área de estudio.

Finalmente, se ha obtenido la biomasa de toda la zona de estudio a partir de la ponderación de estos dos valores en función del área de cada subzona.

c) Microfitobentos

El microfitobentos es un término utilizado para designar a las algas unicelulares que se encuentran adheridas a la superficie de diferentes sustratos. Debido a que sólo se han encontrado estudios cerca de la superficie, seguramente por problemas de muestreo (Barranguet et al, 1996), se ha asumido que sólo está presente en el primer estrato (0-50 m) aunque se han encontrado diatomeas bentónicas a profundidades de más de 100 m (Cadée, 1984) y se ha demostrado que el microfitobentos es capaz de llevar a cabo la fotosíntesis en ecosistemas de la

plataforma continental de zonas templadas a profundidades relativamente importantes, con irradiancias no superiores al 1% (Cahoon et al., 1993).

Para el cálculo de la biomasa de este grupo funcional se han utilizado los valores de diferentes estudios realizados en la zona de estudio (Planté et al, 1986; Riaux et al, 1998; Delgado, 1989) y las unidades de Clorofila-A ($\text{mg Chl-A} \cdot \text{m}^2$) se han transformado a unidades de materia orgánica mediante los factores de conversión de Jorgensen et al. (1991) y Dalsgaard y Pauly (1997). Finalmente, se ha ponderado la biomasa al área total en función de la zona con microfitobentos.

d) Macrófitos bentónicos

Los macrófitos bentónicos incluyen una gran cantidad de especies en la zona de estudio y existen numerosos estudios sobre su ecología y distribución (por ejemplo, Sala y Boudouresque, 1997). Sin embargo, al igual que Banaru et al. (2013), para el golfo de León no se ha podido obtener una estimación de su biomasa. Por este motivo se ha utilizado el valor obtenido por Banaru et al. (2013) en el balanceo del modelo del golfo de León.

e) Zooplancton

El zooplancton se suele estimar mediante la realización de campañas con redes de plancton en las que se evalúan las diferentes fracciones. Estas fracciones son el microzooplancton, que se ha considerado como la fracción comprendida entre los 53-200 μm ; el mesozooplancton, entre los 200-2000 μm ; y el macrozooplancton, superior a 2000 μm . Además, existe el plancton gelatinoso.

La biomasa del micro- y el mesozooplancton (53-2000 μm) de este estudio proviene de una campaña de I. Palomera en Julio de 1982. Se han escogido estos valores debido a que esta campaña cubre casi toda la zona de estudio (Figura 5) y teniendo en cuenta que la biomasa de este grupo presenta mucha variabilidad interanual se ha considerado que estos datos eran buenos a pesar del año en que está realizada (M. Alcaraz. Com. pers.). Los datos iniciales de la campaña ($\text{mg de peso seco} \cdot \text{m}^{-3}$) se han transformado a mg de peso húmedo mediante la multiplicación del valor inicial por la profundidad del muestreo, de entre 5 y 140 m, y el factor de conversión de 1 unidad de peso seco = 5 unidades de peso húmedo (Cushing et al., 1958).

La biomasa del macrozooplancton y del plancton gelatinosos se ha obtenido a partir de la ponderación en función del área de cada subzona de los valores obtenidos por Coll et al. (2006a) y Banaru et al. (2013) en las sub-áreas previamente modeladas.

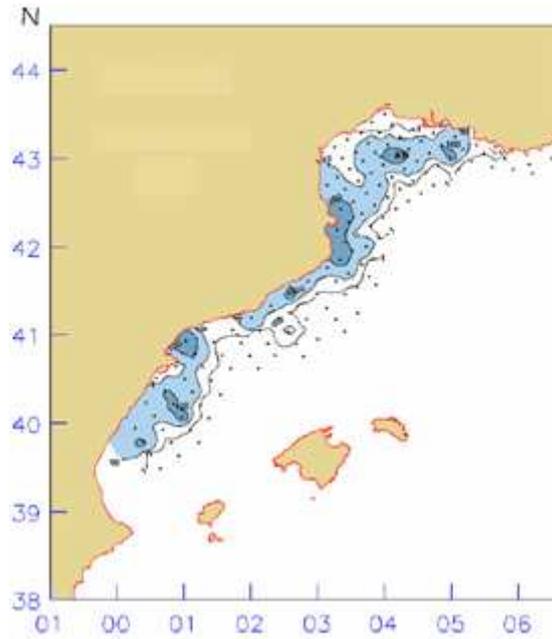


Figura 5. Puntos de muestreo de la campaña de I. Palomera (1982) a partir de los cuales se ha estimado la biomasa del micro- y mesozooplancton de la zona estudiada.

f) **Suprabentos**

El suprabentos se define como la parte de la fauna benthónica constituida por animales de pequeño tamaño, sobretodo crustáceos, que si bien están más o menos ligados al fondo, tienen una buena capacidad de natación y pueden permanecer durante periodos y distancias variables en la capa de agua inmediatamente adyacente al fondo (Brunel et al., 1978). Su biomasa se estima mediante el uso de patines suprabentónicos (p. ej., Cartes et al., 1994).

Para el cálculo de la biomasa de este grupo funcional se han utilizado los datos proporcionados por Maynou et al. (2003) para la subzona española y el valor dado por Banaru et al. (2013) para la subzona del golfo de León. Como el trabajo de Maynou et al. (2003) sólo presenta resultados para los estratos 2, 3 y 4 se han extrapolando los valores del segundo estrato al primero y los del cuarto al quinto. Para el golfo de León, como en el modelo de Banaru et al. (2013) el suprabentos y los crustáceos reptantia están incluidos en un mismo grupo funcional, se ha restado la biomasa calculada en este trabajo para los decápodos reptantia al valor del golfo de León.

Finalmente, se ha obtenido la biomasa de toda la zona de estudio a partir de la ponderación de los valores en función del área de cada subzona.

g) Invertebrados

La biomasa de los poliquetos se ha obtenido a partir de la ponderación en función del área de cada subzona de los valores dados por Coll et al. (2006a) y Banaru et al. (2013) para sus respectivos modelos debido a que no se han podido mejorar sus resultados.

La biomasa del resto de invertebrados (cefalópodos bentopelágicos y bentónicos, decápodos (natantia y reptantia), bivalvos, gasterópodos, equinodermos, sipuncúlidos, poríferos y cnidarios bentónicos) se ha obtenido mediante el análisis de los datos de las campañas de prospección demersal por área barrida para los años 1998-2003 que se presentan en el anexo 2. Para las especies de las que no se disponía información para el golfo de León se ha asumido una biomasa por estrato igual a la de la zona española.

Para los crustáceos decápodos (reptantia y natantia) y los cefalópodos se han adoptado los valores máximos de biomasa, ya que una media de los valores para estas especies, cuya biomasa se estima con campañas de prospección demersal, subestima su biomasa (King, 1995).

Para el resto de grupos (bivalvos, gasterópodos, equinodermos y sipuncúlidos) la biomasa ha sido complementada con datos de diferentes estudios (De Juan, 2007; Ramírez et al, 2008; Mamouridis et al, 2011).

h) Peces demersales, bentopelágicos, mesopelágicos y pelágicos

Para las especies demersales, bentopelágicas y mesopelágicas se han utilizado los datos de prospección de área barrida para los años 1998-2003 (Anexo 2). Sin embargo, éste no es un método de evaluación totalmente adecuado para especies que, aunque se encuentran en estrecha relación con el fondo, tienen el hábito de enterrarse en el substrato y de construir madrigueras (cefalópodos y crustáceos), tienen una capacidad natatoria importante y logran escaparse de la red (especies ícticas demersales de gran tamaño o especies bentopelágicas) o pueden encontrarse a una cierta distancia del fondo marino (especies bentopelágicas y mesopelágicas). Por estos motivos, para el cálculo de la biomasa de estos organismos se han adoptado los valores máximos estimados, ya que una media de los valores obtenidos subestima su biomasa (King, 1995). Para las especies de las que no se disponía información para el golfo de León se ha asumido una biomasa por estrato igual a la de la zona española.

Para la biomasa de merluza se ha asumido que la biomasa obtenida a través de los datos de prospección de área barrida demersal pertenece a la fracción juvenil. Para calcular la biomasa de adultos se ha utilizado el modelo poblacional *multistanza* incluido en Ecopath. Para parametrizar se han introducido los siguientes parámetros: el coeficiente “k” o coeficiente de crecimiento de la merluza, el poder de reclutamiento, la proporción del peso a la madurez

respecto al peso infinito (W_{mat}/W_{∞}) calculados a partir de los coeficientes “a” y “b” y los meses que tarda una fracción poblacional a alcanzar a la otra, en nuestro caso el tiempo en alcanzar la madurez, que son 24. Los valores de estos parámetros iniciales se pueden ver en la tabla 3.

Tabla 3. Parámetros introducidos en el modelo poblacional multistanza para la merluza.

Parameters	Value
k	0,23
Recruitment power	1
W_{mat}/W_{∞}	0,05
B juvenile	0,07

Para el cálculo de la biomasa de pequeños y medianos pelágicos se han utilizado datos proporcionados por I. Palomera, datos extraídos de un informe del IEO (Giráldez, 2008), datos del IFERMER y valores de Banaru et al. (2013) (ver anexo 1).

Por lo que respecta a la biomasa de anchoa y sardina, debido a que se han definido dos grupos funcionales (juveniles y adultos), se ha separado la biomasa total en juveniles y adultos en función de los datos de las evaluaciones de la CGPM (Torres et al., 2004; Bigot y Roos, 2009; García et al., 2011 a, 2011 b; Bigot et al., 2012). Finalmente, dado que los grupos funcionales de la anchoa y la sardina se han parametrizado con el modelo poblacional multistanza se ha seguido el mismo procedimiento que para la merluza. En este caso, los meses que tarda en alcanzar la madurez son 12 para la anchoa y 15 para la sardina (I. Palomera, Com. Pers.) Los valores iniciales para la parametrización de los grupos de anchoa y sardina en el modelo Ecopath se pueden ver en la tabla 4.

Tabla 4. Parámetros introducidos en el modelo Ecopath para el cálculo de la biomasa de juveniles de anchoa y sardina y los resultados obtenidos.

Parameters	Anchovy	Sardine
K	0,68	0,4
Recruitment power	1	1
W_{mat}/W_{∞}	0,17	0,14
B adult	1,61	2,46

Finalmente, la información sobre los grandes pelágicos se ha obtenido de evaluaciones realizadas mediante el análisis de población virtual (VPA). Para el atún rojo se han utilizado los datos de la evaluación del 2012 del stock oriental (ICCAT, 2012) y para el pez espada y el atún blanco los datos provienen de la evaluación del año 2010 y 2011, respectivamente, para el Mediterráneo (ICCAT, 2010, 2011). Además, se ha adoptado el valor de biomasa del bonito del modelo del sur mar Catalán (Coll et al., 2006a), obtenido de Leonart (1990).

i) Tiburones demersales

Para las especies de tiburones demersales se han utilizado los datos de prospección de área barrida demersal para los años 1999-2003 (Anexo 2). Para las especies de las que no se disponía información para una de las subzonas se ha asumido una biomasa por estrato igual a la de la otra subzona.

j) Aves, mamíferos y tortugas marinas

La abundancia de estos grupos de animales es difícil de determinar y se suele estimar a través de censos visuales terrestres, aéreos o desde embarcaciones.

Las especies de aves incluidas en el modelo (Tabla 5) son las especies más abundantes en el área de estudio. Para el cálculo de la biomasa se han utilizado, en la subzona del golfo de León, los datos de Cadiou et al., (2004), también utilizados por Banaru et al. (2013) y, para la subzona española, los datos de Arcos et al. (2009). A partir del peso medio establecido para un individuo de cada especie encontrado en la literatura (Tabla 5), se ha calculado la biomasa total.

Tabla 5. Peso medio de las especies de aves marinas incluidas en el modelo (Fuente: Del Hoyo et al., 1992)

Especie	Peso medio (g)
<i>Calonectris diomedea</i>	645
<i>Larus audouinii</i>	675
<i>Larus canus</i>	421
<i>Larus michaelis</i>	1150
<i>Larus genei</i>	285
<i>Larus fuscus</i>	875
<i>Larus melanocephalus</i>	282.5
<i>Larus ridibundus</i>	260
<i>Hydrobathes pelagicus</i>	26
<i>Phalacrocorax carbo</i>	2310
<i>Puffinus mauritanicus</i>	382.5
<i>Puffinus yelkuan</i>	382.5
<i>Sterna albifrons</i>	55
<i>Sterna hirundo</i>	127.5
<i>Sterna sandvicensis</i>	207.5

Las especies de mamíferos incluidas en el modelo (Tabla 6) son las especies más abundantes y de las cuales se dispone de información suficiente para ser incluidas. Para el cálculo de la biomasa de estas especies en el golfo de León de han utilizado los datos de Roussel et al. (2000) y Ripoll et al.(2001) y Breabrun (1995), también utilizados por Banaru et al. (2013). Para la subzona española del modelo, la biomasa se ha calculado a partir de trabajos basados en el método de inspección visual aérea realizados en el Mediterráneo occidental (Forcada y Aguilar, 1996; Forcada y Hammond, 1998; Forcada et al., 2004; Gómez de Segura et al., 2006; Laran y

Drouot-Dulau, 2007; Gannier et al., 2008). Los resultados de estos trabajos se expresan en individuos observados por unidad de superficie ($\text{ind}\cdot\text{km}^{-2}$) y la biomasa por unidad de superficie ($\text{t}\cdot\text{km}^{-2}$) se ha obtenido adoptando un peso medio por individuo adulto según lo publicado en la literatura (Tabla 6).

Tabla 6. Peso medio de las especies de mamíferos marinos incluidas en el modelo (Fuente: Carwardine y Camm, 1998).

Especie	Peso medio (Kg)
<i>Balaenoptera physalus</i>	55000
<i>Globicephala melas</i>	2650
<i>Gramphus griseus</i>	400
<i>Physeter macrocephalus</i>	35000
<i>Stenella coeruleoalba</i>	120
<i>Tursiops truncatus</i>	400

La especie más abundante de tortuga marina en el Mediterráneo occidental es la tortuga boba (Broderick et al., 2002) y, debido a la poca abundancia y la poca información de las otras especies, es la única que se ha incluido en el modelo. La biomasa de esta especie para el golfo de León se ha estimado a partir de un trabajo en el Santuario de Pelagos (Lauriano et al., 2011) y asumiendo que su biomasa se puede extrapolar al golfo de León. La biomasa de la subzona española se ha estimado a partir de un trabajo en el Mediterráneo central español (Gómez de Segura et al, 2005). Estos trabajos proporcionan densidades en superficie ($\text{ind}\cdot\text{km}^{-2}$) y, por lo tanto, se han tenido que corregir asumiendo que las tortugas pasan el 35,1% de su tiempo en superficie (Cardona et al, 2005). Finalmente, se ha establecido un peso medio por individuo juvenil de tortuga boba de $50 \text{ kg}\cdot\text{ind}^{-1}$ adulto (Merchán y Martínez, 1999) con la finalidad de obtener una biomasa por unidad de superficie.

2. Cociente producción/biomasa (P/B)_i

La producción secundaria (P_i) de una especie es la elaboración de tejido en un periodo de tiempo determinado (Allen, 1971). Allen (1971) demostró que la tasa de mortalidad total (Z) es igual a la relación entre la producción y la biomasa o P/B (Allen, 1971), es decir, la productividad o tasa instantánea de cambio en función de la biomasa con el tiempo (Brey, 2001), a condición de que la población se encuentre en estado de equilibrio.

La mortalidad total es igual a la suma de la mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F):

$$Z_i = M_i + F_i \quad \text{Ecuación (6)}$$

Donde la mortalidad por pesca (F_i) se calcula mediante la Biomasa (B_i) i la captura (Y_i) de la siguiente forma:

$$F_i = (Y/B)_i \quad \text{Ecuación (7)}$$

La mortalidad natural (M_i) es la mortalidad causada por factores de mortalidad distintos a la pesca tales como la mortalidad por longevidad o por depredación (Pauly, 1980). Éste es un parámetro difícil de estimar, pero existen ecuaciones empíricas y modelos que permiten hacerlo para algunos grupos funcionales.

En el caso de los grupos funcionales compuestos por más de una especie, se han ponderado las M y F obtenidas para cada especie en función del porcentaje en biomasa de cada una de ellas dentro del grupo funcional al que pertenecen.

En caso de no disponer de ecuaciones empíricas y modelos se ha realizado una búsqueda bibliográfica sobre datos de mortalidad natural y total o se han adoptado valores de modelos Ecopath realizados dentro de la zona de estudio (Coll et al., 2006; Banaru et al., 2013; Tecchio et al., 2013) y finalmente, fuera de la zona de estudio. En este caso, los valores han sido corregidos para adaptarlos a la temperatura media de la zona de estudio mediante la ecuación propuesta por Opitz (1996):

$$V = (T/T')^{0.6121} \quad \text{Ecuación (8)}$$

Donde V es el factor de ajuste de la temperatura, T es la temperatura media del agua en la zona de estudio de donde proviene el dato y T' es la temperatura media del agua de la zona de estudio. Finalmente, el factor V se multiplica por el parámetro adoptado y se obtiene así su correlación.

A continuación se hace una breve descripción de cómo se ha calculado este parámetro en los diferentes grupos funcionales del modelo Ecopath.

a) Fitoplancton

Para el cálculo de la producción primaria del fitoplancton se han utilizado los datos disponibles de producción primaria del Sistema de Información Ambiental Marina de la Comisión Europea (EMIS por sus siglas en inglés; <http://emis.jrc.ec.europa.eu/index.php>) de la zona de estudio.

A partir de los datos procedentes del satélite SEAWIFS se ha extraído una serie temporal desde 2000 hasta 2003, obteniendo un valor medio anual de $0.6 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Las unidades de carbono se han transformado a unidades de materia orgánica (m.o.) mediante el factor de conversión de 1 unidad de C = 10 unidades de m.o. (Daalgaard y Pauly, 1997).

Finalmente, se ha dividido el resultado obtenido por la biomasa estimada para obtener el coeficiente P/B.

b) *Posidonia oceanica*

El valor de producción primaria varía mucho, desde 130 hasta 1284 g peso seco·m²·año, dependiendo de la profundidad y de la zona en el área de estudio (Pergent-Martini et al, 1994; Pergent et al, 1997). El valor adoptado (352 g peso seco·m²·año) proviene de un estudio de 25 localidades del Mediterráneo (Pergent et al, 1997). Este valor se ha escogido porque es el único que se ha encontrado en la literatura que tiene en cuenta las diferencias entre las distintas zonas del estudio y, sobretodo, las profundidades.

En este trabajo los autores estiman que la producción primaria decrece con la profundidad siguiendo una recta de regresión. Teniendo en cuenta el rango de profundidad de la posidonia (de 0 a 30 m), la tasa de producción primaria correspondiente a una profundidad de 15 m representa la tasa de producción media. Sobre la base de dicha recta de regresión la producción primaria media se estima el valor adoptado.

Después, se han transformado las unidades de peso seco a peso húmedo mediante el factor de conversión de 0,246 g peso seco / 1 g peso húmedo (Pérez y Romero, 2008) y se ha dividido este valor por la biomasa media de posidonia por unidad de superficie (150 g peso seco·m² transformado a unidades de T peso húmedo·km² mediante los factores de conversión anteriormente descritos, Romero, Com. pers.).

El resultado obtenido (2.35 años⁻¹) concuerda con los resultados obtenidos en las Islas Medes (Romero, 1985) y la Isla de Tabarca (Sánchez-Lizaso, 1993) y con un trabajo de Duarte, (1989) de carácter mundial.

c) Microfitobentos y macrófitos bentónicos

Para estos dos grupos funcionales se han adoptado los valores del modelo del golfo de León (Banaru et al., 2013).

d) Zooplancton

Para el micro- y el mesozooplancton se ha adaptado el valor de P/B que proviene del golfo de León (Plounevez y Champelbert, 2000; Gaudy et al, 2003) y que ha sido previamente utilizado en el modelo del golfo de León (Banaru et al., 2013).

Para el macrozooplancton se ha adaptado un dato para *Meganyctiphanes norvegica* procedente de un estudio en el Mar de Liguria, en el Mediterráneo noroccidental (Labat y Cuzin-Roudy, 1996).

Para el plancton gelatinoso se ha adaptado un valor que proviene de un trabajo en el Mar Adriático (Malej, 1989) y que ha sido utilizado en el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a).

e) **Suprabentos**

En el caso del suprabentos se ha adaptado el valor de un estudio en el Mar Catalán (Cartes y Maynou, 1998) y que también se utilizó para el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a).

f) **Invertebrados**

Para los poliquetos se han utilizado los datos de un trabajo realizado en la zona de estudio (Serrano, 2012). En este trabajo se estima que la producción secundaria media es de 5.73 g peso seco·m⁻²·año⁻¹. Este valor ha sido transformado a peso húmedo mediante el factor de conversión de 1 unidad de peso seco = 5.7 unidades de peso húmedo (Rumohr et al, 1987). Finalmente, se ha dividido este valor por la biomasa calculada para la zona de estudio.

Para la galera, la cigala, la gamba roja y los decápodos natantia el valor de mortalidad natural ha sido calculado mediante la ecuación empírica que Arce (2006) propuso para los invertebrados marinos explotados, ya que se disponían de los parámetros de curvatura del modelo de Von Bertalanffy (coeficientes “k” o coeficiente de crecimiento) de la zona de estudio (Abelló y Martín, 1993; Sardà et al, 1998; García-Rodríguez y Esteban, 1999; Company y Sardà, 2000; Vafidis et al, 2004; Pérez-Gil et al, 2011; Gorelli et al. 2012). Arce (2006) propone calcular la mortalidad natural (M) de la siguiente manera:

$$M = 1.325 \cdot k^{0.758} \qquad \text{Ecuación (9)}$$

Para los bivalvos, gasterópodos, cefalópodos bentónicos y bentopelágicos de talud y para los invertebrados bentónicos se ha calculado a partir del modelo de Brey (Brey, 2001; Brey, 2012). En el modelo, Brey utilizó una red neuronal artificial (ANN por sus siglas en inglés) basada en 1252 datos (635 especies de 522 referencias) para estimar la mortalidad natural a partir de la masa corporal, el taxón, parámetros ecológicos, la temperatura del agua y la profundidad (Brey, 2001; Brey, 2012).

Para los decápodo reptantia y los cefalópodos bentónicos y bentopelágicos de plataforma continental, como se disponía del coeficiente de crecimiento (“k”) de algunas especies de estos grupos, se ha calculado la mortalidad natural de tres maneras diferentes:

- a) A partir de la ecuación de Arce (2006), ya que se disponía de la “k” de varias especies, que juntas, representaban una biomasa superior al 65 % de la biomasa del grupo funcional.
- b) A partir del modelo de Brey (Brey, 2001; Brey et al., 2010; Brey, 2012).
- c) A partir de una combinación de ambas, estimando la M a partir de la ecuación de Arce para las especies de las cuales se disponía de las “k” y a partir del modelo de Brey para el resto.

En todos los casos, el valor final escogido ha sido una combinación de ambas estimaciones.

g) Peces

Para estos grupos funcionales la mortalidad natural se ha calculado a partir de la ecuación formulada por Pauly (1980):

$$\text{Log}_{10}M = -0.006 - 0.279 \cdot \text{Log}_{10}L_{\infty} + 0.6543 \cdot \text{Log}_{10}K + 0.4634 \cdot \text{Log}_{10}T \quad \text{Ecuación (10)}$$

Donde L_{∞} es la longitud asintótica, k es el coeficiente de crecimiento del modelo de Von Bertalanffy y T es la temperatura media del agua (°C). La temperatura media del agua se ha asumido en 13.5 °C para las especies demersales y en 15 °C para las especies pelágicas (EMIS, I. Palomera, Com. pers.), a excepción de la Salpa (*Sarpa salpa*), para la cual se ha asumido un temperatura de 17.85 °C, que es la temperatura superficial media del agua en el área costera de la zona de estudio. La temperatura para las especies pelágicas se ha asumido en 15 °C debido a que estas especies no viven sólo en la superficie y para la salpa se ha asumido la temperatura superficial debido a que viven en zonas con poca profundidad, sobretudo en praderas de *Posidonia oceanica*.

En los casos en que no se disponía de la longitud asintótica, ésta se ha estimado mediante la relación entre L_{∞} y L_{max} (Pauly, 1984):

$$L_{\infty} = (L_{\text{max}}/0.95) \quad \text{Ecuación (11)}$$

Finalmente, en los casos en que sólo se disponía de la longitud máxima se ha calculado la L_{∞} (Ecuación (11)) para luego obtener un valor aproximado de “k” según Froese y Binohlan (2003) y aplicar la ecuación de Pauly (1980).

Para la mayoría de las especies se ha encontrado esta información de la zona de estudio (por ejemplo, Merella et al, 1997; Campillo, 1992; Morey et al, 2003; Valle et al, 2003; Andreu-Soler et al, 2006). Para las especies de las cuales no se ha obtenido esta información de la zona de estudio se ha realizado una búsqueda en fishbase (Froese and Pauly, 2013), dándole prioridad a los trabajos desarrollados cerca de la zona de estudio (Anexo I).

h) Aves, mamíferos y tortugas marinas

Para estos grupos funcionales no se han encontrado trabajos de producción secundaria, por lo que se han adaptado datos procedentes de los modelos de Córcega (Pinnegar, 2000) y de Florida (Mackinson et al, 2000) utilizados en otros modelos del mar Mediterráneo (por ejemplo, Coll et al., 2006a).

3. Cociente consumo/biomasa (Q/B)_i

El consumo es la cantidad de alimento ingerido por un grupo por unidad de tiempo y se trata de un flujo expresado, p.e., en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$ (Christensen et al., 2008). En Ecopath se utiliza la relación consumo/biomasa, o el consumo por unidad de biomasa, y se expresa en años⁻¹.

La determinación del consumo de los organismos marinos permite evaluar la importancia de la especie en el ecosistema y estimar el flujo de energía que se canaliza hacia niveles tróficos superiores (Christensen et al., 2008).

Los métodos existentes para conocer el Q/B se pueden dividir en:

- a) Métodos analíticos: necesitan evaluaciones de la ración de alimento para una o varias clases de edad/talla, que se extrapola al conjunto de la población de la cual se conoce la demografía. Las estimaciones de la ración de alimento se obtienen a partir de experimentos en el laboratorio, en la naturaleza o una combinación de ambos (Jarre et al, 1991; Pauly, 1986).
- b) Métodos holísticos: regresiones empíricas para la estimación del Q/B a partir de parámetros y características de los animales fáciles de medir o cuantificar.

A continuación se hace una breve descripción de cómo se ha calculado este parámetro en los diferentes grupos funcionales del modelo Ecopath.

a) Zooplancton

Para el micro- y mesozooplancton se ha adoptado el dato utilizado en el modelo de Córcega (Pinnegar, 2000), al igual que en los modelos del sur del mar Catalán (Coll et al, 2006a) y del golfo de León (Banaru et al, 2013).

Para el macrozooplancton se ha adoptado el valor descrito para *M. norvegica* en un estudio del Atlántico noreste (Baamstedt y Karlson, 1998).

Para el plancton gelatinoso se ha adoptado el valor de un estudio en el mar Adriático para *Pelagia noctiluca* (Malej, 1989), utilizado en el modelo de sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a).

b) Suprabentos

Para el suprabentos se ha adaptado el valor de un estudio en el mar Catalán (Cartes and Maynou, 2001), utilizado también en el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a).

c) Invertebrados

Para los poliquetos, el Q/B se ha calculado a partir de la ecuación de Cammen (1980):

$$\text{Log (Q)} = -0.420 + 0.742 \cdot \text{Log (M)} \quad \text{Ecuación (12)}$$

Donde Q es el consumo diario y M es la masa corporal expresada en contenido energético (Joules). Este parámetro se ha obtenido a partir del peso medio de un individuo expresado en mg (Serrano, 2012) multiplicado por un factor de conversión (15,57 Joules / mg de peso seco) obtenido de Brey (2001).

Para la galera, la cigala, la gamba roja y los decápodos natantia y reptantia se ha obtenido el valor de Q/B a partir de la ecuación de Pauly et al. (1990), explicada más adelante (Ecuación 13).

Para los bivalvos y gasterópodos se ha adaptado el valor del modelo del golfo de León (Banaru et al, 2013).

El Q/B de los invertebrados bentónicos ha sido calculado a partir de datos de otros modelos del Mediterráneo. Para las ascidias y las esponjas se ha adaptado el valor presentado en el modelo del golfo de Gabés (Hattab et al., 2013). Y, para los equinodermos, se ha adoptado el valor presentado en el modelo del estrecho de Bonifacio (Albouy et al, 2010).

Para los cefalópodos bentónicos y bentopelágicos se han adoptado los datos de Iglesias et al. (1996), Quintela y Andrade (2002) y Amaratunga (1983).

d) Peces

Para los grupos funcionales compuestos por especies de peces, el Q/B se ha calculado a partir de la ecuación formulada por Pauly et al. (1990):

$$\text{Log}_{10}(Q/B) = 6.37 - 1.5045 \cdot T' - 0.168 \cdot \text{Log}_{10}W_{\infty} + 0.1399 \cdot P_f + 0.2765 \cdot H_d \quad \text{Ecuación (13)}$$

Donde W_{∞} es el peso (en gramos) en la asíntota de la especie; $T' = 1000/^{\circ}\text{C} + 273.15$ ($^{\circ}$ Kelvin); P_f es una variable relacionada con la actividad trófica ($P_f = 1$ para grandes depredadores, depredadores del sistema pelágico y organismos consumidores de zooplankton, y $P_f = 0$ para detritívoros y herbívoros) y H_d es una variable relacionada con el tipo de alimento de la especie ($H_d = 1$ para especies herbívoras y $H_d = 0$ para especies carnívoras). W_{∞} ha sido calculado a partir de L_{∞} y los parámetros a y b de trabajos publicados sobre la relación talla-peso de las especies incluidas en el modelo mediante la ecuación de crecimiento alométrico:

$$W = a \cdot L^b \quad \text{y} \quad W_{\infty} = a \cdot L_{\infty}^b \quad \text{Ecuación (14)}$$

Donde W y W_{∞} es el peso, L y L_{∞} es la longitud y a y b son constantes, siendo b la constante de alometría.

e) **Aves, mamíferos y tortugas marinas**

Para el cálculo del Q/B de las aves marinas se ha empleado la ecuación empírica propuesta por Nilsson et al. (1976) para calcular la ración diaria de las distintas especies incluidas en el modelo:

$$\text{Log}_{10}(\text{DR}) = -0.293 + 0.85 \cdot \text{Log}_{10}(W) \quad \text{Ecuación (15)}$$

Donde DR es el alimento consumido diariamente en gramos y W es el peso medio corporal en gramos. Una vez obtenido el DR, éste se ha dividido por el peso medio de la especie, obteniendo la ración diaria, y se multiplicado por los días que tiene un año, obteniendo así el consumo anual para cada especie. Finalmente, se ha ponderado el Q/B de cada especie en función de su biomasa.

Para los grupos funcionales mamíferos marinos se ha utilizado la ecuación empírica para calcular la ración diaria (Innes et al., 1987; Trites et al., 1997):

$$R = 0.1 \cdot W^{0.8} \quad \text{Ecuación (16)}$$

Donde R es la ración diaria de alimento (Kg) y W es el peso medio por individuo de la especie (Kg). Una vez obtenida la R , ésta se ha dividido por la biomasa y se ha multiplicado por los días que tiene un año, obteniendo así el consumo anual de cada especie. Finalmente, se ha ponderado el Q/B de cada especie en función de su biomasa.

Por último, para las tortugas marinas se ha adoptado el valor de Polovina (1984).

4. Información trófica (DC_{ij}) y alimento no asimilado (U/Q)_i

La información trófica (DC_{ij}) de las diferentes especies es esencial para una completa comprensión del funcionamiento de los ecosistemas marinos, ya que establece la relación de los depredadores con las presas, y las conexiones de la red trófica.

Para recoger los datos de dietas se ha realizado una revisión exhaustiva de todos los datos de dietas de las especies incluidas en el modelo, complementarios a los ya utilizados por Coll et al. (2006a) y Banaru et al. (2013). Esto ha resultado en la creación de una base de datos con 1926 entradas de información, la mayoría de ellas procedentes de estudios del Mediterráneo, y muchos de la zona de estudio o zonas adyacentes. Las fuentes consultadas sobre información trófica de las especies incluidas en el modelo se encuentran en el anexo 1.

Cabe destacar que se ha tenido en cuenta la actividad trófica del micro- y mesozooplankton sobre la red trófica microbiana, estimando una proporción de la dieta del zooplankton sobre ésta. El porcentaje de la dieta del micro y del mesozooplankton sobre la red trófica microbiana se ha estimado en el 30 % a partir de los resultados de Calbet et al., 2002 y de Calbet y Saiz (2005), tal como se hizo en el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a). Debido a que la red trófica microbiana no se encuentra incluida en el modelo y debido a los problemas que puede acarrear destinar esta parte de la dieta como una fracción importada al ecosistema durante el desarrollo de simulaciones dinámicas se ha optado por destinar este porcentaje de la dieta al detritus, tal como recomiendan Christensen et al, (2008) y tal como se ha hecho en otros modelos ecológicos de ecosistemas marinos mediterráneos (Coll et al., 2006a, 2007; Tsagarakis et al., 2010; Banaru et al., 2013).

A partir de esta información se construye la matriz de dietas, que establece las relaciones tróficas entre los distintos grupos funcionales. Esta se construye ponderando las dietas de las diferentes especies de cada grupo funcional en función del porcentaje de biomasa de cada especie dentro del grupo.

En cuanto a la fracción de alimento no asimilado, que es la fracción de alimento que es desechado por el animal en forma de orina y heces, existe muy poca información y el modelo EwE proporciona un valor por defecto de $U/Q = 0.2$ (Christensen et al., 2008). Se asume así que el 80 % del alimento ingerido por un individuo es fisiológicamente útil, mientras que el resto se incorpora al detritus. Este valor se ha adoptado cuando no se han encontrado valores alternativos en la literatura:

- Para el micro- y mesozooplankton se ha asumido un valor de alimento asimilado (A/Q) del 60,4% (Conover, 1966), para el macrozooplankton un valor del 84% (Fowler et al., 1971),

para el plancton gelatinoso un valor del 80% (Fowler et al., 1971) y para el suprabentos un valor del 73% (Vernberg, 1987).

- En cuanto a los poliquetos se ha asumido un valor de A/Q del 42% (Cammen, 1987), para los crustáceos decápodos un valor del 80% (Arias-González et al., 1997), para los bivalvos y gasterópodos un valor del 62% (Carefoot, 1987) y para los invertebrados bentónicos un valor del 60% (Coll et al, 2006; Banaru et al, 2013).
- En relación a los cefalópodos, se ha adoptado un valor de A/Q del 87% para los grupos de especies bentónicas y un valor del 65% para los grupos de especies bentopelágicas (Mackinson et al, 2000; Coll et al., 2006).
- Para las especies de peces, se ha asumido un valor de A/Q del 70% para las especies zooplantófagas y un valor del 80% para el resto de especies carnívoras (Winerg, 1956; Pandian and Marian, 1985).
- Finalmente, para las tortugas, los cetáceos odontocetos y las aves marinas se ha adoptado un valor de A/Q del 80% (Mackinson et al., 2000; Coll et al., 2006; Banaru et al., 2013) y para los cetáceos odontocetos un valor del 70%, debido a que su alimentación se basa principalmente en organismos zooplanctónicos (Pandian and Marian, 1998).

5. Migración (E_i)

En el presente modelo se han tenido en cuenta los patrones migratorios de varias especies (grandes peces pelágicos, tortugas, aves marinas y cetáceos) considerando una fracción de la dieta que procede de fuera del ecosistema o es importada al ecosistema (Christensen et al., 2008):

- En el caso del Atún rojo se ha asumido una importación del 50 %, ya que viven durante seis meses en el zona de estudio, de mayo a octubre (S. Tudela, Com. Pers.), tal como hizo Banaru et al. (2013).
- Para bonito y el pez espada se ha asumido una importación del 40 %, En el caso del pez espada se cree que desde mayo a junio pasa por el Estrecho de Gibraltar hacia el mar Mediterráneo y entre agosto y noviembre realiza una migración en sentido contrario (De la Serna and Alot, 1990). En el caso del bonito, esta especie está presente en la zona de estudio durante todo el año, pero presenta un pico de biomasa en primavera y otoño, siendo menos abundante en verano, cuando se cree que emigra al Mediterráneo oriental a reproducirse (Sabatés and Recasens, 2001). De esta manera se ha asumido que existe un período de entre

4-5 meses en el que las poblaciones de bonito del Mediterráneo occidental descienden notablemente.

- Para las tortugas y aves marinas se ha tenido en cuenta que existe una fracción de la dieta que es importada diariamente al ecosistema ya que, en el caso de las aves marinas, éstas obtienen una fracción de su dieta del medio terrestre adyacente (Oro et al., 1997), y, en el caso de las tortugas marinas, éstas pueden realizar diariamente grandes desplazamientos para alimentarse, hacia la costa o a zonas de mar abierto (Tomas et al., 2001). En ambos casos, se ha asumido una importación del 40 %, tal como hizo en el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006).
- Finalmente, para el rorcual común se ha asumido una importación del 50 %, teniendo en cuenta su patrón migratorio, hacia el Mediterráneo noroccidental, principalmente el mar de Liguria, durante el verano para alimentarse, y hacia el sur en invierno para reproducirse (Grannier, 1998; Notarbartolo-Di-Sciara et al., 2003).

6. Capturas (Y_i)

La captura debe incluir el desembarco oficial, la captura que se desembarca pero que no se registra oficialmente (IUU – Illegal, Unregulated and Unreported catches) y el descarte, que es la captura que se retorna al mar debido a su escaso valor económico o por la prohibición de comercializarla. De esta manera, es necesario hacer una estimación tanto de los descartes como de la pesca IUU debido a que pueden representar una captura importante e incluso muy elevada (Carbonell et al., 1998; Arcos and Oro, 2002 a, 2002 b; Sánchez et al., 2004, 2007; Le Manach et al., 2011; Carreras et al., 2013; Coll et al., In press) y, por lo tanto, pueden representar un obstáculo en la comprensión de los impactos de la pesca sobre las especies, las comunidades y los ecosistemas marinos (Zeller and Pauly, 2007).

Cabe destacar que en la presente tesina de máster se ha desarrollado un modelo Ecopath donde solo se han tenido en cuenta las capturas oficiales y las estimaciones de descartes pero que, en la futura publicación de este modelo se va a realizar una comparación entre el presente modelo y un modelo teniendo en cuenta la pesca IUU.

La flota pesquera se ha dividido en función de sus características y de la zona donde realizan la actividad. De esta manera, la flota española se ha dividido en flota de arrastre, de cerco, de palangre y artesanal; y la flota francesa en flota de arrastre, de cerco y artesanal. La flota de palangre, superficial y de fondo, se ha juntado en una misma flota, tal como se hizo para el modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a), debido a que capturan más o menos las mismas especies y la información disponible sobre las capturas es escasa.

Además, se ha incluido la pesca recreativa debido a la importancia e impacto que tiene en el Mediterráneo (Gaudin and Young, 2007; Franquesa et al., 2004; Lloret et al, 2008). Cabe destacar que, a pesar de esta importancia existe poca información sobre la extracción total de esta actividad (Franquesa et al., 2004). Debido a esto, solo se ha podido incluir la pesca recreativa realizada en el territorio español, ya que había datos suficientes, a diferencia de la parte francesa.

1) Desembarco oficial:

Los datos de desembarco oficial proceden de la base de datos del Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) (a través de las Cofradías de pescadores y la Generalitat de Catalunya) para la captura en Catalunya, de las estadísticas pesqueras anuales que realiza la Generalitat Valenciana (a través de las Cofradías de pescadores) para la captura en la Comunidad Valenciana, y del *Reporte R3* del IFREMER (Demaneche et al., 2009) para la captura en el golfo de León. Los años incluidos en el modelo Ecopath son los comprendidos entre 2000-2003.

Para las especies incluidas en grupos funcionales separados para juveniles y adultos (anchoa, sardina y merluza), se ha separado la captura de juveniles y adultos en función de los datos procedentes de las evaluaciones de la CGPM. De esta manera, se ha estimado una captura de juveniles de merluza por parte de la flota de arrastre del 90 % en el caso de España (García-Rodríguez et al., 2010) y del 88 % en el caso de Francia (Jadaud et al., 2011a). Para las flotas de palangre y artesanal se ha asumido que capturan solamente individuos adultos.

En el caso de la sardina se ha estimado una captura de adultos de entre el 94% y el 97% en el caso de España (Quintanilla et al., 2004; García et al., 2011a) y del 98% en el caso de Francia (Bigot et al., 2011a). En el caso de la anchoa se ha estimado una captura de adultos de entre el 97% y el 99% en el caso de España (Torres et al., 2004; García et al., 2011b) y de entre el 89% y el 95% en el caso de Francia (Bigot, 2007).

A continuación se explican las características de los diferentes datos y los cálculos realizados.

a) Desembarcos de Catalunya

En este caso los datos son de buena calidad, ya que se diferencia claramente la captura de las diferentes especies por los distintos artes. Los datos extraídos de la base de datos del ICM hacen referencia a los años 2000-2003. Sin embargo, estos datos presentan dos errores: la falsificación de la captura de jurel y anchoa en el puerto de Sant Carles de la Ràpita y la existencia, para algunas especies, de una parte de la captura en un grupo llamado “sin flota asignada”. La falsificación de la captura en el puerto de Sant Carles de la Ràpita hace referencia a la declaración de la captura de anchoa como jurel debido a un límite de captura de anchoa por

parte de la flota de arrastre en la zona del Delta del Ebro (http://newscaster.ikuna.com/53_cataluna/2090396_acusan-al-secretario-y-14-patrones-de-la-rapita-de-falsear-capturas-de-pesca.html). La existencia de una parte de la captura de algunas especies en el grupo “sin flota asignada” se debe a que algunos datos de captura que llegan desde las lonjas no tienen asignada ninguna flota, con lo cual no se destina a ninguna de las flotas pesqueras existentes en la zona.

De esta manera, los datos de captura de Sant Carles de la Ràpita en relación al jurel presentan errores y han sido corregidos, ya que corresponden a anchoa. Esta corrección se ha hecho en base a la captura de anchoa por parte de la flota de arrastre de l’Atmetlla, que es un puerto de gran importancia que está cerca de Sant Carles de la Ràpita. De esta manera se ha calculado la captura anual de jurel por embarcación de arrastre en el puerto de l’Atmetlla. Después esta captura anual se ha aplicado a la flota de arrastre de Sant Carles de la Ràpita, obteniendo, de esta manera, la captura estimada de jurel en este puerto. Finalmente, a la captura de jurel obtenida de la base de datos del ICM se le ha restado esta captura estimada y se ha obtenido la captura de anchoa del puerto de Sant Carles de la Ràpita declarada como jurel (F. Maynou. Com. Pers).

Por lo que respecta al segundo error, la parte de la captura de cada especie que no tiene flota asignada se ha repartido en las diferentes flotas que capturan cada especie en función del porcentaje de captura de la fracción que sí tenía asignada una flota. Para una mejor comprensión se expone un ejemplo no real y simple: la captura de merluza por la flota de arrastre es de 80 toneladas y la de la flota de palangre es de 20 toneladas, y la captura sin flota asignada es de 10 toneladas. De esta manera, el 80% de la captura la realiza el arrastre y el 20% el palangre. Finalmente, la captura sin flota asignada es añadida a las flotas de arrastre y palangre en función de estos porcentajes.

b) Desembarco de la Comunidad Valenciana

En este caso solo se ha tenido acceso a la captura total por especies o grupo de especies para los años 2000-2003. Por lo tanto, en primer lugar se ha estimado la captura de cada especie o grupo por los distintos artes en función del patrón de explotación de los puertos más importantes del sur de Catalunya. Estos puertos son el de Tarragona, Cambrils, l’Atmetlla de Mar y el de Sant Carles de la Ràpita.

Además, en los anuarios de la Generalitat aparecen dos grupos de mezclas: morralla y otras especies. Esta captura ha sido destinada a los diferentes grupos funcionales en función de un programa de muestreo realizado en Santa Pola por A. Fernández (datos no publicados).

c) Desembarcos del golfo de León

En este caso solo se ha tenido acceso al *Reporte R3* del IFREMER (Demaneche et al., 2009). En este informe se calcula la captura en el golfo de León en función de los desembarques y en función de las ventas en el año 2007. Debido a la disparidad, en algunos casos, en los resultados de los dos métodos y a la falta de control de la actividad pesquera en el golfo de León se ha optado por utilizar para cada especie o grupo el valor más alto. También se ha eliminado la captura realizada en las numerosas lagunas distribuidas por el golfo de León, ya que éstas no entran en el modelo ecológico desarrollado en este trabajo.

Además, en el *Reporte R3* del IFREMER hay tres grupos que incluyen varias especies, que son “otros peces”, “sopa” y “otras especies”. En estos tres casos la captura de estos grupos se ha distribuido, debido a la falta de estudios o a no tener acceso a estos, a los diferentes grupos funcionales “candidatos” a contener parte de esta captura. De esta manera, primeramente se han identificado estos grupos funcionales para cada grupo de “mezclas” y se ha distribuido la captura de cada uno de estos grupos de “mezclas” en función del porcentaje de biomasa de cada uno de los grupos funcionales identificados respecto a la biomasa total de los grupos funcionales identificados.

La captura del grupo “otros peces” se ha distribuido a los grupos funcionales de peces que no son objetivo de la pesquería: a los peces de plataforma, grandes y pequeños, a los peces planos, a los peces bentopelágicos y a los peces mesopelágicos. Para el grupo llamado “sopa” los grupos elegidos han sido el congrio y los peces de plataforma, pequeños y grandes, ya que en el mismo informe (Demaneche et al., 2009) menciona que esta mezcla está formada por congrios, peces pequeños y escórporas.

En el caso de “otras especies” estos grupos funcionales o especies han sido la galera, la cigala, la gamba roja, decápodos natantia y reptantia, cefalópodos pelágicos de plataforma y de talud, y la bacaladilla. El motivo de la elección de estos grupos ha sido la ausencia de captura de estos grupos funcionales en el golfo de León si se tiene en cuenta los datos del informe (Demaneche et al., 2009).

La captura del espadín, de la alacha y del Atún rojo ha sido adoptada a partir del modelo del golfo de León (Banaru et al., 2013) debido a la ausencia de captura en el informe disponible (Demaneche et al., 2009) para el espadín y la alacha; y debido a que en el informe la captura de Atún rojo está subestimada (Banaru et al., 2013). Además, se ha separado la captura de calamares y de sepias en sus respectivos grupos funcionales de plataforma y de talud en función de la biomasa de estos grupos respecto al total por grupo.

Finalmente, como solo hemos tenido acceso a estos datos, solo disponíamos de los valores de captura para el año 2007. De esta manera, se ha hecho una reconstrucción de las capturas en el golfo de León para los años 2000-2003 en función de la evolución de la captura en el mar Catalán. De esta manera, una vez distribuida toda la captura de Catalunya en los diferentes grupos funcionales se ha construido una serie temporal de las capturas de Catalunya hasta el año 2007 (año al que corresponden los datos del *Reporte R3* (Demaneche et al., 2009)). A partir de esta serie temporal se ha calculado el porcentaje de variación anual de la captura de cada grupo funcional en Catalunya hasta el año 2000 y se han aplicado estos mismos porcentajes a la captura del golfo de León del año 2007 con la finalidad de obtener una estima de las capturas en el Golfo de León en el año 2000.

2) Pesca recreativa

Para estimar la pesca recreativa en el Mar Catalán, se han utilizado los datos obtenidos en un trabajo de Coll et al. (In press y submitted). En este trabajo se estima que la pesca recreativa representa el 21% de la captura total en el caso de Cataluña y el 2,9% en el caso de la Comunidad Valenciana.

De esta manera, estos porcentajes se han aplicado a aquellas especies o grupos funcionales sobre los cuales la pesca recreativa tiene un impacto. Estos han sido: otros invertebrados, debido a la recolección de erizos de mar desde la costa, cefalópodos bentónicos y bentopelágicos de plataforma, la salpa, los peces pequeños y grandes de plataforma, los jureles, las caballas, el atún rojo y otros grandes peces pelágicos (TRACSATEC, 2005; Soliva, 2006).

3) Descartes

Finalmente, se ha añadido la fracción descartada. Los descartes en la zona de estudio se producen por varios motivos, por ejemplo, debido a la captura de individuos con una talla inferior a la talla legal de desembarque, a la captura de especies con un interés comercial bajo o incluso nulo, a la captura de una gran cantidad de individuos de una especie (esto pasa en la captura de pequeños pelágicos con la finalidad de mantener las ganancias, ya que el desembarque de una gran captura hace bajar el precio), a la captura de una especie de mayor valor (por ejemplo el descarte de sardina cuando se encuentra un banco de anchoa) y a la captura de especies protegidas (aves marinas, tortugas marinas y cetáceos).

El descarte se ha estimado a partir de los datos de la revisión bibliográfica presentada en Coll et al., (In press y submitted) para el Mediterráneo español y el golfo de Cádiz. Los resultados de este estudio se han basado en la combinación de diversos estudios realizados en la zona de estudio y en los resultados de entrevistas realizadas a pescadores. En este trabajo se presentan

unos porcentajes generales de generación de descartes para las distintas flotas y algunos porcentajes específicos para ciertas especies respecto de la captura oficial (Tablas 7 y 8).

Tabla 7. Porcentaje de descartes por flota respecto de la oficial. (Fuente: Coll et al., In press y submitted).

Flota	Catalunya y Golfo de León (%)	Valencia (%)
Arrastre	21	56
Cerco	18	70
Palangre	6	10
Artes menores	9	25

Tabla 8. Porcentaje de descartes por especie o grupo funcional respecto de la oficial. (Fuente: Coll et al., In press y submitted).

Especie	Porcentaje de descarte
Sardina	42
Merluza	13
Anchoa	40
Jurel	24
Caballa	39
Bacaladilla	36
Alacha	51
Tiburones y rayas	16
Pulpos	42
Gamba roja	15

En el caso de la subzona española se han utilizado los porcentajes específicos de las diferentes especies en primer lugar y para el resto de especies o grupos funcionales se les ha aplicado los porcentajes generales. Para el golfo de León, dado que el estudio del Mediterráneo español y golfo de Cádiz no incluye esta zona, se ha optado por aplicar los porcentajes generales para la flota de Catalunya.

2.2.4. EQUILIBRIO DEL MODELO Y EVALUACIÓN

Una vez introducidos todos los datos necesarios para la parametrización del modelo Ecopath representativo de la zona de estudio para 2000-2003, el sistema de ecuaciones estima los parámetros restantes con la finalidad de conseguir el balance de masas. El modelo se considera equilibrado cuando se obtienen estimaciones realistas de parámetros siguientes (Christensen et al., 2008):

- Los valores de la eficiencia ecotrófica (EE) de cada grupo funcional deben ser < 1 , lo que indica que la producción calculada para cada grupo funcional es suficiente para contrarrestar la depredación natural, la mortalidad por pesca y otras exportaciones de biomasa fuera del ecosistema (migración). Además, por criterios ecológicos, se sabe que los

grupos funcionales compuestos por especies de tamaño pequeño tienden a tener una EE mayor que los depredadores ya que constituyen la presa de muchos de estos organismos mayores. Los depredadores apicales tienden a presentar EE menores, a menos que estén fuertemente explotados.

- El coeficiente de conversión o producción/consumo (P/Q) debe mostrar valores de entre 0,1 y 0,35, con la posibilidad de presentar valores un poco mayores en el caso de grupos de crecimiento rápido, como el zooplancton, y menores en los depredadores apicales.
- Los valores del coeficiente respiración/biomasa (R/B), que generalmente refleja la tasa de actividad de éste, deben ser, por regla general, entre 1-10 años⁻¹ en el caso de los peces y entre 50-100 años⁻¹ para los organismos del plancton.
- El coeficiente respiración/asimilación (R/A) debe ser < 1, ya que la respiración no puede exceder a la asimilación de alimento. Para los depredadores apicales, cuya producción es relativamente baja, la R/A suele tener un valor cercano a 1. Por el contrario, en organismos de nivel trófico bajo tenderá a ser menor.
- El coeficiente producción/respiración (P/R), que representa el destino del alimento asimilado, no puede ser > 1.
- La eficiencia neta (NE) de conversión del alimento debe ser < 1, exceptuando algunos casos de grupos con modos tróficos intermedios, como por ejemplo, grupos con algas simbióticas. Además, la eficiencia neta no puede ser inferior al P/Q.

Cuando el modelo no está en equilibrio deben identificarse posibles errores producidos durante el análisis e integración de los parámetros básicos. Los errores más frecuentes están relacionados con los datos de biomاسas y dietas, ya que en algunos casos son parámetros difíciles de estimar con certidumbre.

El problema con las biomاسas viene dado por el método de muestreo empleado, ya que muchas veces sólo se evalúa la parte de la población vulnerable al arte de muestreo, subestimando así la biomasa total de las especies (King, 1995). Esto sucede sobre todo cuando la biomasa se estima por el método de prospección demersal por área barrida, ya que este no es un método de evaluación totalmente adecuado para especies que, aunque se encuentran en relación con el fondo, tienen capacidades natatorias notables (los peces o los cefalópodos de mayor tamaño), se entierran fácilmente en el subsuelo (por ejemplo la cigala o los peces planos) o pueden encontrarse a cierta distancia del suelo en la columna de agua (especies bentopelágicas) (King, 1995).

En cuanto a las dietas éstas tienen varios problemas. En primer lugar hay el error en la identificación de las presas debido a que algunas presas se digieren fácilmente (p.e., peces, plancton gelatinoso y detritus) y otras no (p.e., crustáceos) y que conlleva a sobrevalorar o a infravalorar la importancia de una presa en la dieta del depredador (Stergiou y Karpouzi, 2002). Además, los carnívoros pueden tener el estómago vacío la mayor parte del tiempo (p. e., Beyer, 1998). Frecuentemente, la mayoría de los datos del contenido estomacal a menudo representan meras instantáneas de la dieta y, por lo tanto, algunas presas a menudo se desconocen (Pinnegar y Polunin, 1999, 2000; Polunin y Pinnegar, 2000, 2002).

También hay una serie de críticas y recomendaciones en cuanto a las características de muestreo y metodología utilizada que se pueden resumir en (Stergiou y Karpouzi, 2002): (a) una gran parte de los estudios de contenido estomacal realizados en el Mediterráneo se basan en un muestreo oportunista cuando deberían basarse en muestras mensuales o estacionales; (b) los estudios de frecuencia de ocurrencia, porcentaje numérico y abundancia relativa, que se utilizan ampliamente, no son un buen indicador de la cantidad de alimento que aporta una presa a su depredador y, por lo tanto, deben ser realizados en términos de volumen o peso; y (c) el número de estómagos analizados es inferior al número de estómagos mínimo para realizar una adecuada descripción de la dieta según Link y Almeida (2000) en muchos de los estudios realizados en el Mediterráneo.

Finalmente, muchos de los estudios no concuerdan con los años elegidos para la modelización (2000-2003) y, por lo tanto, puede haber un error en la composición de la dieta. Esto es debido a que la composición de la dieta puede variar debido a varios factores (Christensen y Walters, 2004), entre ellos: (a) los cambios en la abundancia de la presa; (b) los cambios en la abundancia del depredador, (c) los cambios en los “factores del hábitat”, tales como la claridad del agua, la temperatura y la cobertura de escape para la presa; y (d) los cambios en las tácticas de búsqueda del depredador.

2.2.5. INCERTIDUMBRE DE LOS DATOS

El modelo Ecopath, a través del módulo Pedigree permite cuantificar la incertidumbre asociada a los parámetros iniciales introducidos (Christensen y Walters, 2004; Christensen et al., 2008).

El módulo Pedigree permite al usuario tener un registro del origen y la calidad de los datos utilizando una tabla predefinida para cada tipo de datos donde se le asigna a cada input un valor de incertidumbre o intervalo de confianza, que es utilizado para el cálculo del índice del pedigrí y que varía entre 0 (baja calidad) y 1 (alta calidad). El índice del pedigrí, que se promedia sobre todos los parámetros iniciales de todos los grupos, permite describir la calidad del modelo y puede utilizarse para comparar la calidad de varios modelos entre sí. También es muy útil para

analizar que parámetros son de menor calidad y, por consiguiente, que parámetros deben ajustarse durante el equilibrio del modelo. En la Tabla 9 se muestran los valores de la incertidumbre asociada a cada parámetro utilizado en el modelo ecológico de este estudio.

Tabla 9. Valores de incertidumbre asociada a cada parámetro utilizado en el modelo ecológico de este estudio.

Parameter	Option	Index value	CI (%)
Biomass	Estimated by Ecopath	0.0	± 80
	From other model	0.0	± 80
	Guesstimate	0.0	± 80
	Approximate or indirect method	0.4	± 50
	Sampling/locally, low precision	0.7	± 30
	Sampling/locally, high precision	0.8	± 10
P/B and Q/B	Estimated by Ecopath	0.0	± 80
	Guesstimate	0.1	± 70
	From other model	0.2	± 60
	Empirical relationship	0.5	± 50
	Similar species, similar system, low precision	0.6	± 40
	Similar species, same system, low precision	0.7	± 30
	Same species, similar system, high precision	0.8	± 20
	Same species, same system, high precision	1	± 10
Diet	From other model	0.1	± 80
	General knowledge of related groups/species	0.1	± 70
	General knowledge for same groups/species	0.2	± 60
	Qualitative diet composition study	0.5	± 50
	Quantitative (but limited) diet composition study	0.7	± 30
	Quantitative (detailed) diet composition study	1	± 20
Catch	From other model	0.1	± 90
	FAO statistics	0.2	± 80
	National statistics	0.5	± 50
	National statistics and local study	0.6	± 40
	Local study, low precision/incomplete data	0.7	± 30
	Local study, high precision/complete data	1	± 10

2.2.6. RESULTADOS OBTENIDOS DE LA APLICACIÓN DE ECOPATH

Una vez el modelo ha sido calibrado, existen varios análisis ecológicos integrados en Ewe basados en la descripción de los flujos tróficos, en conceptos termodinámicos, en la teoría de la información y en indicadores trofodinámicos, que se pueden utilizar para cuantificar y analizar las características del ecosistema (Muller, 1997; Christensen y Walters, 2004; Cury et al., 2005; Christensen et al., 2008).

a) Indicadores ecológicos por grupo funcional e interacciones tróficas

Niveles tróficos

El nivel trófico de un organismo (j) (TL_j) identifica la posición de éste dentro de la red trófica. Este concepto fue introducido por Lindeman (1942) y se definió como un número entero pero más tarde fue modificado a un valor fraccionado (Odum y Heald, 1975). Por convención, los productores primarios y el detritus tienen un $TL = 1$, mientras que el TL de los grupos consumidores (j) se calcula a partir del TL medio de sus presas (i) ponderado con la proporción de cada presa en la dieta de (j) (DC_{ij}) (Pauly y Palomares, 2000; Stergiou y Karpouzi, 2002; Christensen et al, 2008) según:

$$TL_j = 1 + \sum_{i=1}^n TL_i \cdot DC_{ij} \quad \text{Ecuación (17)}$$

Además, el modelo incorpora un método propuesto por Ulanowicz (1995) con la finalidad de simplificar la representación de las redes tróficas en función de los niveles tróficos discretos mediante la agregación en los flujos tróficos. Esta agregación permite calcular el flujo total hacia el detrito y hacia los niveles tróficos superiores y las eficiencias de transferencia de energía (TE).

Diagrama de flujos

Los flujos de energía que se dan entre los distintos grupos funcionales se pueden ilustrar mediante el diagrama de flujos, que muestra las interacciones tróficas entre todos los grupos dentro del ecosistema y, por lo tanto, muestra de forma esquemática la estructura trófica del ecosistema.

Este diagrama utiliza el TL fraccionado en el eje vertical para definir la posición de los grupos funcionales. El tamaño de cada caja es proporcional a la biomasa que representa. Los flujos que entran en una caja se sitúan en la mitad inferior de ésta y los flujos que salen en la mitad superior.

Índice de omnivoría

El índice de omnivoría (OI) de una especie (j) indica el grado de especialización trófica de ésta y se calcula como la varianza del TL de sus presas (i):

$$OI_j = \sum_{i=1}^n TL_i - (TL_i - 1)^2 \cdot DC_{ij} \quad \text{Ecuación (18)}$$

Cuando el valor del índice de omnivoría es 0, el consumidor está altamente especializado y se alimenta de un solo nivel trófico. Un valor elevado (próximo a 1) indica que el consumidor se

alimenta de numerosos niveles tróficos. La raíz cuadrada del OI se considera igual al error estándar del nivel trófico y una medida de la incertidumbre de cada valor de TL y de la variabilidad de la muestra.

Mortalidades

El modelo EwE permite el cálculo de la mortalidad natural por depredación ($M_{2,i}$), la mortalidad natural por otras causas no relacionadas con la depredación (MO_i) y la mortalidad por pesca (F_i) a partir del cociente P/B, Z o mortalidad total (Allen, 1971) y los datos de dietas, consumo y capturas.

Esta separación es muy útil durante el balanceo del modelo, ya que permite identificar errores, ya sean de biomasa o de dietas. En el caso de que el problema sea de biomasa este se identifica por una mortalidad por pesca muy elevada, acompañada de mortalidades naturales moderadas o bajas, que provoca EE superiores a 1. En el caso de que la mortalidad por depredación sea elevada, se puede identificar qué depredadores están causando el problema para una presa determinada.

Análisis mixto de impacto

El análisis mixto de impacto (MTI o *Mixed Trophic Impact analysis*) permite cuantificar los impactos netos, directos e indirectos, de todos los grupos funcionales del ecosistema. Este análisis estima el impacto relativo de un hipotético aumento de la biomasa de un grupo funcional produciría en los otros grupos del ecosistema, incluyendo la actividad pesquera (Ulanowicz y Puccia, 1990). Además, esta rutina puede considerarse como un análisis de sensibilidad (Majkowski, 1982).

Los impactos (q_{ij}) por grupo funcional se calculan mediante una matriz $n \times n$, donde el elemento (i,j) representa la interacción entre el grupo impactante (i) y el grupo impactado (j):

$$q_{ij} = dc_{ij} - fc_{ij} \quad \text{Ecuación (19)}$$

donde dc_{ij} representa la contribución de la presa (j) en la dieta de (i) y fc_{ij} es la proporción de depredación de (i) que se debe a (j) como depredador de (i).

Consecuentemente, los impactos tróficos mixtos (m_{ij}) se calculan a partir de todos los impactos netos (q_{ij}) por todas las posibles interacciones tróficas que se establecen en la red trófica y que relacionan el grupo (i) con (j). La matriz de impactos tróficos (m_{ij}) se obtiene a partir del inverso de la matriz (q_{ij}) (Ulanowicz y Puccia, 1990; Christensen et al., 2004).

De esta manera, los resultados del MTI permiten identificar las interacciones directas e indirectas (incluyendo la competencia) en un sistema en estado estacionario.

El índice de especie clave

El índice de especie clave, o *Keystoneness* (KS) permite identificar los grupos funcionales clave del ecosistema, que se definen como aquellos con una biomasa relativamente baja y que juegan un papel importante dentro de la red trófica, a diferencia de los grupos dominantes, que son los que juegan un papel importante en el ecosistema porque tienen una biomasa relativamente elevada.

Este índice es función del impacto de un grupo sobre los otros, calculado a partir del MTI, y de su biomasa. Hay dos métodos para calcularlo:

- El primer método es el propuesto por Power et al. (1996):

$$KS_i = \text{Log} (TI_i \cdot (1/p_i)) \quad \text{Ecuación (20)}$$

Donde p_i es la biomasa relativa del grupo (i), excluyendo el detritus y ϵ_i es el impacto total relativo de (i), que se calcula, excluyendo el canibalismo, de la siguiente manera:

$$\epsilon_i = \sqrt{\sum_{j=1}^n m_{ij}^2} \quad \text{Ecuación (21)}$$

- El segundo método es el propuesto por Libralato et al. (2006):

$$KS_i = \text{Log} (TI_i \cdot (1 - p_i)) \quad \text{Ecuación (22)}$$

El primer índice tiende a considerar como más importantes aquellos grupos con biomasa bajas, mientras que el segundo clasifica como más importantes aquellos grupos que tienen una alta biomasa y un elevado impacto trófico en el ecosistema (Coll et al., 2013b).

b) Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema

Cuantificación de flujos tróficos

El modelo proporciona el cómputo global en término de flujos tróficos del ecosistema ($t \cdot \text{km}^2 \cdot \text{año}^{-1}$); que son estimados a través de la suma del consumo total del ecosistema (Q_t), de la producción total (P_t), de la biomasa total (B_t), de la respiración total (R_t), de las exportaciones totales (E_t) y de los flujos hacia el detritus (FD).

Índices relacionados con la teoría del desarrollo de los ecosistemas

El modelo Ecopath también proporciona una gran variedad de índices relacionados con la teoría del desarrollo de los ecosistemas sense Odum (Margalef, 1968; Odum, 1969; Christensen, 1995; Christensen et al, 2008). Esta teoría está relacionada con la sucesión de los ecosistemas y sugiere que, a medida que un ecosistema se desarrolla, su biomasa aumenta, de igual modo que el tamaño medio de los organismos, el reciclaje de nutrientes, la información y la complejidad y estabilidad del ecosistema; mientras que cuando los ecosistemas son perturbados, están tendencias son opuestas (Odum, 1969).

Los principales índices relacionados con esta teoría que pueden calcularse a partir del modelo Ecopath son:

- Cociente producción primaria total/respiración (Pp/R): En ecosistemas maduros o desarrollados este cociente se aproxima a 1, ya que la respiración y la producción primaria son similares, y es mayor a 1 en ecosistemas en desarrollo y menor a 1 en ecosistemas con contaminación orgánica.
- Producción neta del sistema (PN): Es la producción primaria menos la respiración total del sistema y tiende a 0 a medida que el ecosistema se desarrolla.
- Cociente producción primaria/ biomasa total (Pp/B): En ecosistemas inmaduros este cociente es elevado, ya que la biomasa es baja. A medida que el ecosistema se desarrolla este cociente disminuye, ya que la biomasa aumenta.
- Índice de omnivoría del sistema (SOI): Refleja el estado trófico y la comunidad del ecosistema y se define como la media de los índices de omnivoría de cada consumidor (OI, ecuación 18) ponderada según el logaritmo del alimento consumido. Un valor bajo de SOI indica una linealidad en la red trófica.
- Índice de reciclaje de Finn (FCI): es la proporción de todos los flujos generados que se reciclan en el sistema (Finn, 1976) y es un índice muy utilizado para medir el reciclaje y el desarrollo del ecosistema, ya que los sistemas en desarrollo presentan menor reciclaje que los ecosistemas desarrollados (Christensen, 1995).
- Longitud media de las vías (PL): está asociada al reciclaje de materia y energía. Representa el número de grupos funcionales que un flujo trófico atraviesa dentro del ecosistema (Finn, 1976) y constituye una medida de la complejidad de la red trófica

Transferencia de energía

La transferencia de energía (TE) se define como la fracción de los flujos totales de cada nivel trófico que, o bien se exporta fuera del ecosistema (por la pesca, p. e.) o bien es transferida a un nivel trófico superior a través del consumo (Pauly y Christensen, 1995; Christensen et al., 2008). Ésta se calcula a partir de los flujos tróficos y de los niveles tróficos discretos mediante el cociente de producción del TL actual y el TL precedente (Lalli and Parson, 1993; Pauly and Christensen, 1995) y resume todas las ineficiencias o disipación de la energía que se producen a lo largo de la cadena trófica debido a la respiración, excreción, egestión y mortalidad natural (Lindeman, 1942).

Lindeman spine

Las TE junto con los flujos tróficos por TL discreto permiten representar gráficamente y de forma sencilla la red trófica de un ecosistema mediante la herramienta Lindeman Spine (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1986; Wulff et al., 1989; Libralato et al., 2002).

Esta herramienta permite agregar el sistema en una cadena lineal donde la importación (solo en TL 1), el consumo de los depredadores, la exportación, el flujo hacia el detritus, la respiración y las eficiencias de transferencia de energía se pueden visualizar para cada TL discreto. La caja del detritus normalmente se separa de la de los productores primarios para mostrar la cantidad de energía que fluye a través de él.

Nivel trófico de la comunidad (mTLco)

A partir del nivel trófico por grupo funcional (TL_i, Ecuación 17), se puede calcular el nivel trófico medio de la comunidad ponderando el TL_i en función de la biomasa en el ecosistema.

Este indicador se puede calcular teniendo en cuenta todos los niveles tróficos del ecosistema y excluyendo los niveles tróficos menores a 2, es decir, excluyendo los grupos funcionales pertenecientes a los productores primarios y al detritus.

c) Indicadores del impacto de la actividad pesquera

El modelo incluye varios índices con la finalidad de cuantificar el impacto de la pesca sobre los grupos funcionales y sobre el ecosistema. Éstos son:

Análisis mixto de impacto de la flota

Como se ha comentado anteriormente para los grupos funcionales vivos, el análisis MTI permite cuantificar también los impactos directos e indirectos de las flotas pesqueras sobre los grupos funcionales.

Mortalidad por pesca

El modelo EwE permite separar la mortalidad total en las diferentes causas de mortalidad que existen, una de las cuales es la mortalidad por pesca.

Además, la tasa de explotación (F/Z), que es la proporción de la mortalidad inducida por la pesca (F) con relación a la mortalidad total (Z), se puede utilizar para evaluar el grado de explotación de cada grupo funcional.

Producción primaria requerida

La producción primaria requerida (PPR) representa la cantidad de producción primaria del área de estudio que se necesita para sostener la producción de una especie (Pauly y Christensen, 1995). Se obtiene calculando los flujos, expresados en equivalente de producción primaria, de cada interacción trófica de los grupos funcionales del ecosistema hacia los productores primarios, teniendo en cuenta las ineficiencias a lo largo de la cadena trófica (TE).

La PPR se puede calcular también en relación a la actividad pesquera, obteniendo así la producción primaria requerida para sostener la pesquería (Pauly y Christensen, 1995):

$$PPR = 1/9 \cdot \sum_i [Y_i \cdot (1/TE)^{TL_i-1}] \quad \text{Ecuación (23)}$$

Donde Y_i es la captura del grupo funcional (i) y TL_i es el nivel trófico de (i). El factor 1/9 es el coeficiente medio de conversión de materia orgánica fresca a g C (Pauly y Christensen, 1995).

La PPR puede ser calculada a partir de los productores primarios (% PPR a) y a partir de los productores primarios y el detrito (% PPR b), es decir, teniendo en cuenta todos los flujos desde el $TL = 1$.

Rendimiento bruto de la pesquería

El rendimiento bruto de la pesquería (GE) es un índice de la eficiencia de la pesquería y se calcula mediante el cociente entre la producción primaria y la captura total.

Nivel trófico de la captura (mTLc)

Este índice identifica la posición de la pesquería en la red trófica y refleja la estrategia global de la pesca (Pauly et al., 1998). Se calcula ponderando el TL_i de cada grupo funcional capturado en función de la proporción de este grupo en la captura (Y_i):

$$mTL_c = \frac{\sum_{i=1}^m (TL_i) \cdot (Y_{i,c})}{\sum_{i=1}^m Y_{i,c}} \quad \text{Ecuación (24)}$$

Donde TL_i es el nivel trófico fraccionado del grupo funcional capturado (i) y $Y_{i,c}$ es la fracción del grupo funcional pescado (i) en la captura total (c) (Pauly et al., 1998).

2.2.7. Comparación de los resultados con otros modelos

Una vez realizado el análisis de los resultados del NWMS, aquellos menos sensibles a variaciones en el número de los grupos funcionales y a las diferencias en la construcción del modelo se han analizado y comparado con los resultados de otros modelos ecológicos desarrollados previamente con Ecopath en el mar Mediterráneo y en el Atlántico. Estos modelos son el modelo del sur del mar Catalán (SCS, Coll et al., 2006a), el del norte y centro del mar Adriático (NCAS, Coll et al., 2007), el del norte del mar Egeo (NAS, Tsagarakis et al., 2010), el del golfo de León (GoL, Banaru et al., 2013), el del talud superior del mar Catalán (DCS, Tecchio et al., 2013), el del mar Jónico griego (IS, Moutolopoulos et al., 2013), el del golfo de Gabés (GoG, Hattab et al., 2013) y del golfo de Cádiz (GoC, Torres et al., 2013) (Figura 6).

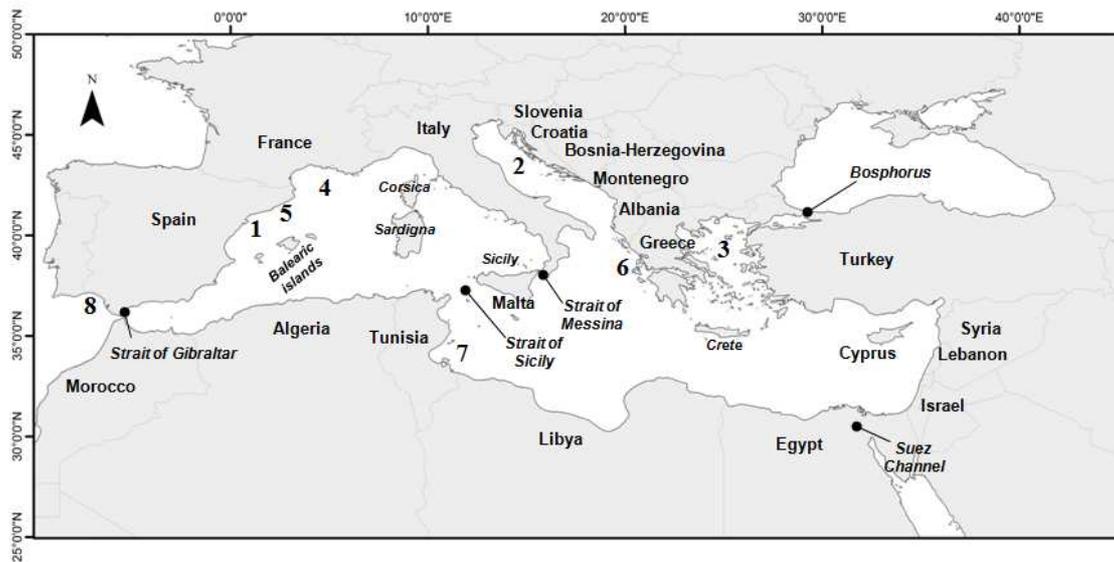


Figura 6. Localización de los modelos Ecopath utilizados para el análisis comparativo. 1. SCS, 2. NCAS, 3. NAG, 4. GoL, 5. DCS, 6. IS, 7. GoG, 8. GoC.

Esta comparación es posible ya que en la mayoría de los modelos se siguieron criterios similares para estimar los datos de entrada y para definir los grupos funciones y presentan una estructura trófica similar. Además, los artes de pesca y las técnicas utilizadas en los diferentes ecosistemas son similares. Sin embargo, hay que tener en cuenta las diferencias, sobre todo en lo que se refiere a los años modelados, al rango de profundidad analizado, a las flotas y el número de grupos funcionales, así como las características de éstos, cuando se interpretan los resultados de la comparación.

2.3. EL MÓDULO DINÁMICO ECOSIM

El módulo Ecosim permite simular la dinámica del ecosistema a partir del modelo Ecopath. De esta manera, las ecuaciones lineales utilizadas en el modelo Ecopath (Ecuación 3) se pueden reformular como ecuaciones diferenciales y definen la variación de la biomasa de los grupos funcionales con el tiempo (Walters et al., 1997, 2000; Christensen y Walters, 2004).

El módulo Ecosim se ha desarrollado para evaluar el efecto de la pesca y los factores ambientales en la dinámica de los recursos explotados (Walters et al., 1997; Christensen y Walters, 2004). Además, el ajuste y calibración del módulo con series históricas de datos mediante el módulo Ecosim permite validar el modelo ecológico Ecopath y obtener uno mejorado (Christensen y Walters, 2004; Christensen et al, 2008).

En este trabajo se ha utilizado Ecosim para realizar una serie de simulaciones preliminares para testar diferentes escenarios de gestión pesquera.

2.3.1. Ecuaciones y conceptos básicos

Los fundamentos de Ecosim se basan en la dinámica de la biomasa expresada a través de una serie de ecuaciones diferenciales acopladas. Estas ecuaciones se derivan de la primera ecuación principal del módulo Ecopath (Ecuación 1), y se definen como:

$$\frac{dB_i}{dt} = \left(\frac{P}{Q}\right)_i \cdot \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) \cdot B_i \quad \text{Ecuación (25)}$$

Donde dB_i/dt es la tasa de crecimiento durante el intervalo dt de (i) en términos de B_i ; $(P/Q)_i$ es la eficiencia de crecimiento neto (o relación P/Q); M_i es la mortalidad natural no causada por la depredación; F_i es la de mortalidad por pesca, e_i es la tasa de inmigración, I_i es la tasa de emigración; y $e_i \cdot B_i - I_i$ es la tasa neta de migración. El $\sum Q_{ji}$ expresa el consumo total del grupo (i) y el $\sum Q_{ij}$ expresa la depredación total sobre (i).

Estas tasas de consumo se calculan basándose en la teoría de la “*Foraging Arena*”. Así, la biomasa de (i) se divide entre una fracción vulnerable y una de no vulnerable a los depredadores y la tasa transferencia (v) entre las dos fracciones es lo que determina el control *bottom-up* o *top-down* de cada interacción (Walter et al., 1997; Chistensen y Walters, 2004, Walters y Martell, 2004, Heymans et al., 2012).

En este contexto, para cada interacción depredador-presa, la tasa de consumo se define como:

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot B_j \cdot T_i \cdot T_j \cdot S_{ij} \cdot M_{ij} / D_j}{v_{ij} + v_{ij} \cdot T_i \cdot M_{ij} + a_{ij} \cdot M_{ij} \cdot B_j \cdot S_{ij} \cdot T_j / D_j} \quad \text{Ecuación (26)}$$

Donde a_{ij} es la tasa de búsqueda efectiva de la presa (i) por los depredadores (j), V_{ij} es la tasa de transferencia de biomasa entre un estado vulnerable e invulnerable a la depredación, B_i y B_j son la biomasa de la presa (i) y el depredador (j), T_i y T_j es el tiempo relativo utilizado para la alimentación, S_{ij} es el factor definido por una función ambiental de corto y/o largo plazo, M_{ij} representa un factor de mediación, y D_j representa los efectos de la limitación del cociente del consumo (Walters et al., 1997, 2000; Christensen y Walters, 2004; Christensen et al, 2008).

El módulo EwE define por defecto las vulnerabilidades (v) asumiendo un control de tipo mixto, que se establece con una $v = 2$. Sin embargo, estas vulnerabilidades pueden modificarse de forma manual para definir los valores que ajusten mejor las series temporales disponibles de biomasa, mortalidad, producción o captura con los resultados predichos por el modelo. Además, también permite incluir varios de los parámetros de la Ecuación 26.

En el caso de los grupos *multi-stanza*, las ecuaciones diferenciales (Ecuación 25) se sustituyen por las ecuaciones representativas de la estructura de edad de la población derivadas de la implementación del módulo Multi-stanza (Walters y Martell, 2004).

a) Simulaciones de gestión pesquera

En el presente trabajo se han realizado una serie de simulaciones dinámicas temporales teóricas a partir del modelo de equilibrio de masas Ecopath de los años 2000-2003 con la finalidad de determinar los posibles efectos de una variación de la mortalidad por pesca en el ecosistema.

Se ha elegido dejar como valor de vulnerabilidad para todos los grupos el valor por defecto, es decir, $v = 2$.

De esta manera, se han desarrollado 5 escenarios de gestión en los que la mortalidad por pesca se ha modificado mediante la variación del esfuerzo pesquero. Las simulaciones se han realizado durante un período de 50 años para garantizar la estabilidad del modelo una vez implementados los escenarios y el primer año se ha simulado sin cambios en la pesca.

Los escenarios de gestión son los siguientes:

1. Reducción del esfuerzo pesquero. En este caso la reducción se ha hecho en 5 años (4% anual). Las simulaciones son:
 - Reducción del 20% en la flota de arrastre, tal como recomiendan, por ejemplo García-Rodríguez et al. (2008); Jadaud et al. (2008) y Martín et al. (2009); con la finalidad de restablecer las poblaciones de peces demersales (como la merluza).

- Reducción del 20% en la flota de cerco (I. Palomera, Com. Pers.), ya que en las evaluaciones de la CGPM hablan de la necesidad de no aumentar el esfuerzo e incluso reducirlo, pero no sugieren ningún porcentaje (por ejemplo, Bellido et al., 2009; Bigot et al., 2010; Bigot et al., 2011b); con la finalidad de restablecer las poblaciones de pequeños pelágicos (como la sardina y la anchoa).
 - Reducción del 20% en la flota de palangre, tal como recomiendan García-Rodríguez et al. (2008), con la finalidad de restablecer la población de merluza adulta y evitar la sobrepesca de reclutamiento.
 - Reducción del 20% del esfuerzo pesquero para las flotas de arrastre, cerco y palangre con la finalidad de restablecer las poblaciones de peces demersales y pequeños pelágicos en su conjunto, combinando las recomendaciones mencionadas en los puntos anteriores.
2. Aumento del esfuerzo pesquero en toda la flota. Se ha asumido un aumento del esfuerzo pesquero anual del 3,14%, estimado por Watson et al. (2012) para Europa durante los años 2000-2007. Este aumento se ha asumido que se da durante 20 años, para luego estabilizarse. Esta simulación se ha realizado con la finalidad de mostrar los posibles efectos adversos de continuar aumentando el esfuerzo de pesca en el ecosistema.

CAPITULO 3: RESULTADOS

3.1. RESULTADOS OBTENIDOS DE LA APLICACIÓN DE ECOPATH

3.1.1. PARÁMETROS INICIALES

En la tabla 10 se presentan los 54 grupos funcionales definidos para el modelo del NWMS y los datos básicos iniciales de B, P/B, Q/B y U/Q por grupo. Además, en la tabla 11 se muestra la matriz de dietas inicial del modelo y en la tabla 12 se presentan los datos de captura por grupo funcional y por flota.

3.1.2. EQUILIBRIO DEL MODELO

Con los datos iniciales, el modelo presenta 21 grupos funcionales con una eficiencia ecotrófica $EE > 1$ (Tabla 13). Esto indica que el consumo de estos grupos en el ecosistema y la captura sobre ellos es mayor que su producción secundaria. Cabe destacar los valores muy elevados de EE para el grupo de los decápodos natantia (grupo funcional, g.f. 13) y reptantia (g.f. 14), los cefalópodos bentónicos y bentopelágicos de plataforma y de talud (g.f. 17- 20) la merluza adulta (g.f. 26), los peces demersales de talud (g.f. 32) y los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34). Además, el modelo presenta valores elevados de P/Q en 14 grupos funcionales, valores negativos de R/A en 3 grupos funcionales, P/R superior a 1 en dos grupos funcionales y valores de eficiencia neta $NE > 1$ en 3 grupos funcionales (Tabla 13).

a) Identificación y modificación de errores

En primer lugar se ha procedido a identificar aquellos parámetros con una mayor incertidumbre asociada. De esta manera, para la mayoría de grupos se ha asumido que los datos de P/B y Q/B son los más fiables y los principales errores se han asociado a la biomasa, sobre todo para los grupos bentopelágicos, bentónicos y demersales, y a las dietas. A pesar de esta generalización, algunos valores de P/B y Q/B se han tenido que corregir.

La hipótesis sobre la biomasa está respaldada por diferentes estudios que sugieren que la biomasa de estos grupos, por lo general, se subestima en las campañas de arrastre (Badaracco y Molinet, 1991; Wolf et al., 1998). Además, en varios modelos Ecopath del Mediterráneo la biomasa de muchos de estos grupos se ha tenido que aumentar debido a que los valores procedentes de las campañas de arrastre eran insuficientes en relación a las exigencias de los modelos (Coll et al., 2006, 2007; Tsagarakis et al., 2010; Banaru et al., 2013; Moutopoulos et al., 2013). Debido a que no existen estudios sobre estimaciones de capturabilidad de las especies y/o buques oceanográficos para lograr estimaciones más fiables de biomasa se ha optado por

asumir diferentes estrategias que se detallan en el Anexo III. Las dietas tienen una gran incertidumbre asociada, aunque sean de la misma zona de estudio.

Una vez se han identificado los posibles errores, se ha procedido a modificar los parámetros iniciales siguiendo la estrategia de equilibrar primero los grupos con EE más altas y después ir equilibrando los demás (ver Anexo III para una descripción detallada de la modificación de los parámetros por grupo funcional).

En la tabla 14 se muestran los datos finales de B y EE, junto con varios resultados del modelo equilibrado. Finalmente, la tabla 15 se muestra la matriz de dietas final del modelo, resultante del proceso de equilibrio.

b) Evaluación del equilibrio del modelo

Una vez se ha obtenido un valor de $EE < 1$ para todos los grupos funcionales, se han analizado los valores resultantes de P/Q, R/B, R/A, P/R y NE (Tabla 14):

- Cociente producción/consumo (P/Q o GE): con los datos iniciales el P/Q era demasiado elevado en 14 grupos funcionales. Con las distintas modificaciones del P/B y/o del Q/B, explicadas en el Anexo III, se ha solucionado este problema.
- Cociente respiración/biomasa (R/B): los valores obtenidos son aceptables en términos biológicos. Es mayor en los organismos del plancton (micro-, meso- y macrozooplancton y plancton gelatinoso), el suprabentos, los cefalópodos bentopelágicos, pequeños peces pelágicos sobre todo en los juveniles de la anchoa y la sardina) y aves marinas; y es menor para las especies bentónicas y demersales.
- Cociente respiración/asimilación de alimento (R/A): con las modificaciones explicadas en el Anexo IV se han solucionado los tres valores negativos iniciales. Muchos de los grupos funcionales presentan valores elevados, pero se encuentran dentro de los valores esperados.
- Cociente producción/respiración (P/R): existen dos grupos funcionales (micro-mesozooplancton y macrozooplancton) que presentan un valor de P/R ligeramente superior a 1, por lo que la producción de estos grupos es alta en relación con su respiración. Estos valores nos indican problemas a la hora de estimar la biomasa de estos grupos, seguramente subestimada.
- Eficiencia neta (NE): con las modificaciones explicadas en el apartado anterior (3.1.a) se han solucionado los tres valores superiores a 1 iniciales.

Tabla 10. Listado de los grupos funcionales del modelo ecológicos de NWMS y parámetros básicos iniciales.

Grupo funcional	Bi	P/B	Q/B	U/Q
1 Phytoplankton	8,46	161,72	-	-
2 Benthic macrophytes	0,16	1,08	-	-
3 Seagrass	0,44	2,35	-	-
4 Microphytobenthos	0,66	4,20	-	-
5 Micro and mesozooplankton	3,90	41,70	120,82	0,40
6 Macrozooplankton	0,62	19,96	49,82	0,20
7 Gelatinous plankton	0,26	13,57	49,38	0,20
8 Annelids	12,01	2,71	20,15	0,60
9 Suprabenthos	0,44	7,87	52,12	0,30
10 Spottail mantis shrimp	0,0005	57,30	8,59	0,20
11 Norway lobster	0,02	1,13	7,26	0,20
12 Red shrimp	0,02	1,35	8,72	0,20
13 Other shrimps	0,02	1,71	8,49	0,20
14 Crabs	0,03	1,93	7,07	0,20
15 Bivalves-gastropods	1,66	1,00	4,09	0,40
16 Benthic invertebrates	1,99	0,44	2,75	0,40
17 Benthic cephalopods (continental shelf)	0,06	5,06	4,41	0,13
18 Benthopelagic cephalopods (continental shelf)	0,02	1,41	26,47	0,40
19 Benthic cephalopods (upper slope)	0,01	0,91	4,41	0,13
20 Benthopelagic cephalopods (upper slope)	0,01	1,60	26,47	0,40
21 Salema	0,001	7,98	10,59	0,20
22 Mulletts	0,03	2,66	7,14	0,20
23 Blue whiting	0,28	0,74	5,80	0,20
24 Anglerfish	0,05	0,92	3,03	0,20
25 Juvenil hake	0,06	2,69	7,22	0,20
26 Adult hake	0,02	2,17	3,05	0,20
27 Poor cod	0,04	1,97	6,83	0,20
28 European conger	0,02	2,53	2,82	0,20
29 Flatfishes	0,02	4,39	7,46	0,20
30 Demersal fishes small (continental shelf)	0,07	1,63	7,60	0,20
31 Demersal fish large (continental shelf)	0,14	2,09	5,95	0,20
32 Demersal fish (upper slope)	0,16	0,55	5,85	0,20
33 Benthopelagic fishes	0,14	0,64	8,58	0,30
34 Mesopelagic fishes	0,05	0,78	7,13	0,30
35 Demersal sharks (continental shelf)	0,04	0,40	4,49	0,20
36 Demersal sharks (upper slope)	0,07	0,30	4,93	0,20
37 Rays and skates	0,02	0,60	6,05	0,20
38 Juvenile European anchovy	0,27	1,45	21,30	0,30
39 Adult European anchovy	1,61	1,21	10,22	0,30
40 Juvenile European pilchard	0,74	1,70	19,72	0,30
41 Adult European pilchard	2,46	1,43	9,08	0,30
42 Round sardinella	0,21	1,14	7,81	0,30
43 European sprat	0,07	0,94	11,18	0,30
44 Horse mackerel	0,40	0,68	5,76	0,20
45 Mackerel	0,88	0,79	4,99	0,20
46 Atlantic bluefin tuna	0,08	1,26	1,70	0,20
47 Other large pelagic fishes	0,44	0,54	4,01	0,20
48 Turtles	0,02	0,17	2,48	0,20
49 Sea birds	0,001	4,47	70,89	0,20
50 Toothed whale	0,05	0,03	12,32	0,20
51 Baleen whales	0,04	0,04	4,11	0,30
52 Detritus	85,92	-	-	-
53 Discards	0,86	-	-	-
54 By-catch	0,00	-	-	-

Tabla 12. Desembarco total oficial y descartes total por grupo funcional (Tabla 10) y por flota del modelo del NWMMS.

GF	Captura oficial								Descartes						
	Arrastre E	Cerco E	Palangre E	Artesanal E	Arrastre F	Cerco F	Artesanal F	Recreativa E	Arrastre E	Cerco E	Palangre E	Artesanal E	Arrastre F	Cerco F	Artesanal F
10	0,01723	-	0,00005	0,00230	0,00006	-	-	-	0,00605	-	-	0,00035	0,00001	-	-
11	0,00818	0,00001	-	0,00012	0,00175	-	-	-	0,00215	-	-	0,00001	0,00037	-	-
12	0,00880	0,00001	0,00001	0,00026	0,00191	-	-	-	0,00132	-	-	0,00004	0,00040	-	-
13	0,00883	0,00002	0,00002	0,00147	0,00303	-	-	-	0,00377	-	-	0,00021	0,00064	-	-
14	0,01420	-	0,00002	0,00085	0,00601	0,00012	0,00139	-	0,00524	-	-	0,00009	0,00126	0,00002	0,00013
15	0,00353	0,00003	0,00074	0,01997	-	-	0,11421	-	0,00165	0,00001	0,00005	0,00281	-	-	0,01028
16	0,00016	0,00008	0,00004	0,00010	-	-	0,00447	0,00004	0,00006	0,00004	-	0,00002	-	-	0,00040
17	0,05829	0,00006	0,00175	0,02976	0,04628	0,00106	0,03656	0,01164	0,02448	0,00002	0,00074	0,01250	0,00972	0,00019	0,00329
18	0,01262	0,00031	0,00001	0,00036	0,00425	-	-	0,00158	0,00497	0,00006	-	0,00004	0,00089	-	-
19	0,00102	-	-	0,00041	-	0,00002	0,00108	-	0,00043	-	-	0,00017	-	-	0,00010
20	0,00566	-	0,00001	0,00011	0,00214	-	-	-	0,00252	-	-	0,00001	0,00045	-	-
21	0,00007	0,00118	0,00001	0,00080	-	0,00003	0,00401	0,00025	0,00003	0,00051	-	0,00014	-	-	0,00036
22	0,03808	0,00003	0,00015	0,00240	0,00653	-	0,00011	-	0,01542	0,00001	0,00001	0,00038	0,00137	-	0,00001
23	0,05031	0,00002	0,00008	0,00117	0,02289	-	-	-	0,01811	0,00001	0,00003	0,00042	0,00481	-	-
24	0,01955	0,00001	0,00005	0,00069	0,00551	-	0,00174	-	0,00609	-	-	0,00008	0,00116	-	0,00016
25	0,05912	-	-	-	0,04328	-	-	-	0,00739	-	-	-	0,00909	-	-
26	0,00806	0,00008	0,00545	0,01138	0,00705	-	0,00717	-	0,00101	0,00001	0,00068	0,00142	0,00148	-	0,00065
27	0,01369	-	0,00007	0,00022	0,03087	-	0,00048	-	0,00426	-	-	0,00003	0,00648	-	0,00004
28	0,00878	0,00008	0,00132	0,00225	0,00941	0,00249	0,01286	-	0,00295	0,00001	0,00008	0,00025	0,00198	0,00044	0,00116
29	0,01426	0,00015	0,00014	0,00396	0,00399	0,00011	0,02970	-	0,00504	0,00003	0,00001	0,00051	0,00084	0,00002	0,00267
30	0,01716	0,00123	0,00016	0,00163	0,01113	0,00015	0,01133	0,00302	0,00596	0,00022	0,00001	0,00015	0,00234	0,00003	0,00102
31	0,06471	0,01086	0,00212	0,01451	0,01854	0,00473	0,06076	0,01338	0,02335	0,00211	0,00014	0,00202	0,00389	0,00083	0,00547
32	0,01146	0,00017	0,00215	0,00193	0,00367	0,00004	0,00109	-	0,00549	0,00003	0,00013	0,00017	0,00077	-	0,00010
33	0,00151	0,00130	-	0,00017	0,00116	0,00001	0,00069	-	0,00058	0,00057	-	0,00003	0,00024	-	0,00006
34	0,00270	0,00306	0,00004	0,00009	0,00134	0,00534	0,00078	-	0,00095	0,00058	-	0,00001	0,00028	0,00093	0,00007
35	0,00145	0,00003	0,00003	0,00008	0,00102	0,00001	0,00030	-	0,00024	-	0,00001	0,00001	0,00022	-	0,00003
36	0,00075	0,00003	0,00013	0,00013	0,00186	0,00002	0,00055	-	0,00012	0,00001	0,00002	0,00002	0,00039	-	0,00005
37	0,00113	0,00001	0,00009	0,00078	-	0,00002	0,00249	-	0,00018	-	0,00002	0,00013	-	-	0,00022
38	0,00020	0,00381	0,00001	0,00003	0,01343	0,00123	-	-	0,00008	0,00153	-	0,00001	0,00282	0,00022	-
39	0,01363	0,18786	0,00035	0,00117	0,33118	0,03032	-	-	0,00545	0,07515	0,00014	0,00047	0,06955	0,00531	-
40	0,00045	0,02556	0,00002	0,00009	0,00533	0,00692	0,00004	-	0,00019	0,01079	0,00001	0,00004	0,00112	0,00121	-
41	0,00892	0,48811	0,00046	0,00167	0,30747	0,39957	0,00256	-	0,00376	0,20598	0,00020	0,00071	0,06457	0,06993	0,00023
42	0,00116	0,05082	-	0,00556	0,00105	-	-	-	0,00059	0,02592	-	0,00284	0,00022	-	-
44	0,03821	0,02269	0,00043	0,00198	0,01508	0,00148	0,00049	0,00869	0,00917	0,00545	0,00010	0,00047	0,00317	0,00026	0,00004
45	0,02194	0,01922	0,00031	0,00228	0,02651	0,00871	0,00050	0,00736	0,00856	0,00750	0,00012	0,00089	0,00557	0,00152	0,00005
46	0,00034	0,00019	0,00390	0,00262	-	0,04820	0,02374	0,00122	0,00015	0,00010	0,00024	0,00040	-	0,00843	0,00214
47	0,00053	0,00402	0,00441	0,00785	-	0,00002	0,00191	0,00273	0,00019	0,00082	0,00030	0,00120	-	-	0,00017
48	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00005	-	0,00004	0,00003	0,00003	-	0,00041
49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00001	-	-	-	-
50	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00013	0,00013	-	-	0,00013	0,00013	-
TOTAL	0,53667	0,82103	0,02455	0,12114	0,93375	0,51061	0,32102	0,04992	0,17813	0,33756	0,00308	0,02908	0,19625	0,08946	0,02930

Tabla 13. Valores iniciales de biomasa (B, t·km⁻²·año⁻¹), eficiencias ecotróficas (EE) y resultados iniciales del modelo del NWMS. En negrita se destacan los valores que indican que el modelo no está balanceado. Los números presentes en la primera columna representan un grupo funcional (Tabla 10).

GF	B inicial	EE inicial	P/Q	R/B	R/A	P/R	NE
1	8,46	0,23	-	-	-	-	-
2	0,16	0,03	-	-	-	-	-
3	0,44	0,00	-	-	-	-	-
4	0,66	0,00	-	-	-	-	-
5	3,90	0,52	0,35	54,96	0,57	0,76	0,43
6	0,62	0,87	0,40	19,90	0,50	1,00	0,50
7	0,26	0,47	0,27	25,93	0,66	0,52	0,34
8	12,01	0,02	0,13	13,41	0,83	0,20	0,17
9	0,44	0,14	0,15	33,83	0,81	0,23	0,19
10	0,0005	2,94	6,67		-7,34		8,34
11	0,02	0,85	0,16	4,68	0,81	0,24	0,19
12	0,02	0,80	0,15	5,63	0,81	0,24	0,19
13	0,02	24,53	0,20	5,08	0,75	0,34	0,25
14	0,03	33,88	0,27	3,73	0,66	0,52	0,34
15	1,66	0,17	0,24	2,27	0,69	0,44	0,31
16	1,99	0,21	0,16	1,76	0,80	0,25	0,20
17	0,06	2,58	1,15		-0,43		1,43
18	0,02	6,28	0,05	19,77	0,93	0,07	0,07
19	0,01	12,56	0,21	2,62	0,74	0,35	0,26
20	0,01	33,72	0,06	19,58	0,92	0,08	0,08
21	0,00	0,93	0,75	0,49	0,06	16,22	0,94
22	0,03	1,01	0,37	3,05	0,53	0,87	0,47
23	0,28	4,01	0,13	3,90	0,84	0,19	0,16
24	0,05	0,78	0,30	1,50	0,62	0,61	0,38
25	0,06	1,00	0,37	3,09	0,53	0,87	0,47
26	0,02	2,96	0,71	0,27	0,11	8,02	0,89
27	0,04	0,94	0,29	3,49	0,64	0,56	0,36
28	0,02	1,63	0,90		-0,12		1,12
29	0,02	1,72	0,59	1,58	0,26	2,78	0,74
30	0,07	4,14	0,21	4,45	0,73	0,37	0,27
31	0,14	1,52	0,35	2,67	0,56	0,78	0,44
32	0,16	6,69	0,09	4,13	0,88	0,13	0,12
33	0,14	7,22	0,07	6,22	0,91	0,10	0,09
34	0,05	34,40	0,11	4,92	0,86	0,16	0,14
35	0,04	1,10	0,09	3,19	0,89	0,13	0,11
36	0,07	0,64	0,06	3,64	0,92	0,08	0,08
37	0,02	0,70	0,10	4,24	0,88	0,14	0,12
38	0,27	0,25	0,07	15,59	0,91	0,09	0,09
39	1,61	0,56	0,12	6,96	0,85	0,17	0,15
40	0,74	0,17	0,09	14,08	0,89	0,12	0,11
41	2,46	0,57	0,16	5,83	0,80	0,25	0,20
42	0,21	2,61	0,15	5,11	0,82	0,22	0,18
43	0,07	0,01	0,08	8,00	0,89	0,12	0,11
44	0,40	0,59	0,12	3,93	0,85	0,17	0,15
45	0,88	0,17	0,16	3,20	0,80	0,25	0,20
46	0,08	0,91	0,31	1,96	0,61	0,64	0,39
47	0,44	0,12	0,13	2,67	0,83	0,20	0,17
48	0,02	0,20	0,07	1,81	0,91	0,09	0,09
49	0,001	0,00	0,06	52,24	0,92	0,09	0,08
50	0,05	0,33	0,00	9,83	1,00	0,00	0,00
51	0,04	0,00	0,01	3,25	0,99	0,01	0,01
52	85,92	0,21	-	-	-	-	-
53	0,86	0,05	-	-	-	-	-
54	0,00	0,00	-	-	-	-	-

Tabla 14. Valores finales de biomasa (B, $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$), eficiencias ecotróficas (EE) y resultados del proceso de equilibrio del modelo del NWMS. Los números presentes en la primera columna (GF = grupo funcional) representan un grupo funcional (Tabla 10).

GF	B final	EE final	P/Q	R/B	R/A	P/R	NE
1	8,46	0,25	-	-	-	-	-
2	0,16	0,21	-	-	-	-	-
3	0,44	0,15	-	-	-	-	-
4	0,66	0,27	-	-	-	-	-
5	3,90	0,61	0,35	30,79	0,42	1,35	0,58
6	0,62	0,91	0,40	19,90	0,50	1,00	0,50
7	0,26	0,29	0,27	25,93	0,66	0,52	0,34
8	12,01	0,58	0,13	5,35	0,66	0,51	0,34
9	0,44	0,94	0,15	28,61	0,78	0,28	0,22
10	0,03	0,98	0,30	3,71	0,63	0,60	0,38
11	0,02	0,90	0,26	3,92	0,68	0,48	0,33
12	0,02	0,97	0,34	3,98	0,57	0,75	0,43
13	0,22	0,93	0,37	3,69	0,54	0,84	0,46
14	0,28	0,95	0,38	2,96	0,52	0,91	0,48
15	1,66	0,80	0,24	1,45	0,59	0,69	0,41
16	3,00	0,80	0,26	1,33	0,57	0,76	0,43
17	0,55	0,94	0,40	2,07	0,54	0,85	0,46
18	0,12	0,96	0,08	13,78	0,87	0,15	0,13
19	0,07	0,96	0,40	2,07	0,54	0,85	0,46
20	0,09	1,00	0,08	13,78	0,87	0,15	0,13
21	0,01	0,90	0,15	6,88	0,81	0,23	0,19
22	0,03	0,91	0,37	3,05	0,53	0,87	0,47
23	0,60	0,98	0,16	3,71	0,80	0,25	0,20
24	0,05	0,97	0,30	1,50	0,62	0,61	0,38
25	0,11	0,97	0,21	4,22	0,74	0,35	0,26
26	0,17	0,54	0,38	1,40	0,53	0,89	0,47
27	0,04	0,96	0,29	3,49	0,64	0,56	0,36
28	0,08	0,97	0,40	1,13	0,50	1,00	0,50
29	0,04	0,98	0,28	3,88	0,65	0,54	0,35
30	0,24	0,98	0,21	4,45	0,73	0,37	0,27
31	0,35	0,98	0,17	3,75	0,79	0,27	0,21
32	0,16	0,93	0,17	3,69	0,79	0,27	0,21
33	0,30	0,98	0,15	4,72	0,79	0,27	0,21
34	0,30	0,95	0,15	3,92	0,79	0,27	0,21
35	0,04	0,22	0,09	3,19	0,89	0,13	0,11
36	0,07	0,53	0,06	3,64	0,92	0,08	0,08
37	0,02	0,74	0,10	4,24	0,88	0,14	0,12
38	0,27	0,99	0,07	13,46	0,90	0,11	0,10
39	1,61	0,99	0,12	5,94	0,83	0,20	0,17
40	0,74	0,94	0,09	12,10	0,88	0,14	0,12
41	2,46	0,98	0,16	4,93	0,78	0,29	0,22
42	0,21	0,98	0,15	4,33	0,79	0,26	0,21
43	0,07	0,92	0,15	3,45	0,79	0,27	0,21
44	0,40	0,98	0,12	3,93	0,85	0,17	0,15
45	0,88	0,49	0,16	3,20	0,80	0,25	0,20
46	0,08	0,91	0,31	1,96	0,61	0,64	0,39
47	0,44	0,12	0,13	2,67	0,83	0,20	0,17
48	0,02	0,20	0,07	1,81	0,91	0,09	0,09
49	0,00	0,00	0,06	52,24	0,92	0,09	0,08
50	0,05	0,33	0,00	9,83	1,00	0,00	0,00
51	0,04	0,00	0,01	2,84	0,99	0,01	0,01
52	85,92	0,27	-	-	-	-	-
53	0,86	0,59	-	-	-	-	-
54	0,00	0,00	-	-	-	-	-

c) Evaluación de los grupos parametrizados mediante el módulo Multistanza

En el caso de la merluza adulta el valor obtenido de biomasa mediante el modelo poblacional multistanza de EwE es de $0,17 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$. De esta manera, el valor total de biomasa de merluza (juveniles y adultos) coincide con los valores obtenidos en otros modelos Ecopath del mar Mediterráneo (Tabla 16).

Tabla 16. Valores de biomasa total ($\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) de merluza en varios modelos Ecopath del mar Mediterráneo.

Modelo	Biomasa	Referencia
NWMS	0,28	Presente trabajo
Catalan Sea	0,39	Coll et al, 2006
Adritic Sea	0,26	Coll et al., 2007
Aegean Sea	0,31	Tsagarakis et al., 2010
Gulf of Lions	0,38	Banaru et al., 2013

En cuanto a la anchoa y la sardina, los valores obtenidos de biomasa de juveniles por el modelo poblacional multistanza coinciden en ambos casos con los valores obtenidos durante la separación de la biomasa de los grupos ontogénicos a partir de los datos de la CGPM (Tabla 17), dando por bueno el resultado obtenido.

Tabla 17. Valores de biomasa ($\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) durante la separación (B Adultos y B Juvenil calculada) y obtenidos a partir del modelo poblacional multistanza (B Juvenil Ecopath) para la anchoa y la sardina.

Parámetro	Anchoa	Sardina
B Adultos	1,61	2,46
B Juvenil calculada	0,27	0,74
B Juvenil Ecopath	0,31	0,97

3.1.3. ANÁLISIS DEL MODELO ECOLÓGICO

A continuación, se presentan los principales resultados del modelo NWMS.

3.1.3.1. Pedigrí del modelo

Utilizando el módulo *Pedigree* y el origen de los datos se ha calculado el pedigrí del modelo del NWMS en 0,62.

3.1.3.2. Análisis a nivel de grupo funcional e interacciones tróficas

En la Tabla 18 se presentan los principales resultados del modelo del NWMS por grupo funcional. Las eficiencias ecotróficas (EE) son en general elevadas, indicando que una proporción elevada de la producción de cada grupo funcional es depredada (consumida) dentro del ecosistema o es exportada fuera de él en forma de capturas. Para los peces los valores varían entre 0,12 y 0,99, siendo los grupos de grandes depredadores del ecosistema (con TL elevados),

los que presentan una EE menor, a excepción de aquellas especies que están fuertemente explotadas, como es el caso del rape (g.f. 24), el congrio (g.f. 28) y el atún rojo (g.f. 46). Los grupos de cefalópodos (g.f. 17-20), de invertebrados bentónicos (g.f. 9, 15 y 16) y de crustáceos (g.f.10-14) presentan un valor de EE elevado, soportando niveles de depredación o de pesca elevados. En cambio, los grupos de productores primarios (g.f. 1-4) y del plancton (g.f. 5 y 7) presentan en general valores bajos de EE, indicando que un gran porcentaje de su producción fluye hacia el detrito.

Todos los grupos funcionales se integran en 4 TL, que van desde TL = 1, para los productores primarios (g.f. 1-4) y los grupos del detrito (g.f. 52-54), hasta TL = 4,44, para los delfines (g.f. 50) (Tabla 18). Para la mayoría de los invertebrados el TL es inferior a 3, a excepción de la gamba roja (g.f. 12) y los cefalópodos (g.f. 17-20). En cuanto a la comunidad ictiológica el TL más bajo corresponde a la salpa (g.f. 21), seguido de los pequeños pelágicos (g.f. 38-43), debido a una dieta basada en productores primarios bentónicos en el caso de la salpa y debido a la importancia del fitoplancton y el zooplancton en la dieta de los pequeños pelágico y el TL más elevado corresponde a los delfines (g.f. 50). Los depredadores apicales del ecosistema son los delfines (g.f. 50), el rape (g.f. 24), el atún rojo (g.f. 46), la merluza adulta (g.f. 46), los peces pelágicos de tamaño grande (g.f. 47) y el congrio (g.f. 47) (Tabla 18, Figura 7).

En la figura 7 se muestran los grupos funcionales por TL fraccionado y por hábitat (pelágico, bentopelágico y demersal), representando de forma esquemática las interacciones tróficas entre estos en el modelo del NWMS mediante la rutina de diagrama de flujos. El tamaño de cada círculo es proporcional a la biomasa de cada grupo funcional y las líneas grises representan la relación depredador-presa.

Además, en la figura 7 se puede observar un importante acoplamiento pelágico-bentónico. En este sentido destacan los grupos del macrozooplancton (g.f. 6), el plancton gelatinoso (g.f. 7), los grupos de pequeños peces pelágicos (g.f. 38-43) y los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34), ya que en gran parte, estos grupos se alimentan de grupos del compartimento pelágico y son depredados por grupos del compartimento bentónico. También se puede observar la importancia del detritus (g.f. 52), ya que la mayor parte de la biomasa y la producción en el hábitat demersal están asociadas a éste. Además, el detritus es un compartimento con una gran importancia en cuanto al consumo, constituyendo una importante fuente de entrada de energía en el ecosistema (Tabla 15; Figura 7).

Tabla 18. Principales resultados del modelo ecológico del modelo del NWMS. Los valores en negrita indican coeficientes F/Z altos. P = producción y Q = consumo.

Grupo funcional	TL	Bf	EE f	F	M2	MO	F/Z	P	Q	Oi	FD
Phytoplankton	1,00	8,46	0,25	-	40,17	120,83	-	1361,73	0,00	0,00	1022,02
Benthic macrophytes	1,00	0,16	0,21	-	0,22	0,86	-	0,17	0,00	0,00	0,14
Seagrass	1,00	0,44	0,15	-	0,36	1,99	-	1,03	0,00	0,00	0,87
Microphytobenthos	1,00	0,66	0,27	-	1,29	3,53	-	3,16	0,00	0,00	2,31
Micro and mesozooplankton	2,02	3,90	0,61	-	25,62	16,08	-	162,64	471,23	0,02	251,20
Macrozooplankton	2,64	0,62	0,91	-	18,22	1,74	-	12,28	30,66	0,29	7,20
Gelatinous plankton	2,75	0,26	0,29	-	3,96	9,61	-	3,49	12,71	0,27	5,02
Annelids	2,05	12,01	0,58	-	1,57	1,14	-	32,54	241,97	0,05	158,92
Suprabenthos	2,13	0,44	0,94	-	7,36	0,51	-	3,48	23,03	0,12	7,13
Spottail mantis shrimp	3,00	0,03	0,98	0,90	1,28	0,04	0,40	0,07	0,22	0,22	0,04
Norway lobster	2,88	0,02	0,90	0,80	0,89	0,20	0,42	0,03	0,11	0,62	0,03
Red shrimp	3,10	0,02	0,97	0,71	2,19	0,10	0,24	0,05	0,16	0,20	0,03
Other shrimps	2,94	0,22	0,93	0,08	2,79	0,23	0,03	0,69	1,89	0,35	0,43
Crabs	2,88	0,28	0,95	0,11	2,47	0,13	0,04	0,75	1,96	0,33	0,43
Bivalves-gastropods	2,11	1,66	0,80	0,09	0,70	0,20	0,09	1,66	6,78	0,10	3,05
Benthic invertebrates	2,16	3,00	0,80	0,00	0,81	0,20	0,00	2,91	11,18	0,18	5,32
Benthic cephalopods (continental shelf)	3,17	0,55	0,94	0,43	1,22	0,11	0,24	0,97	2,43	0,08	0,38
Benthopelagic cephalopods (continental shelf)	3,68	0,12	0,96	0,21	1,80	0,09	0,10	0,25	3,18	0,21	1,28
Benthic cephalopods (upper slope)	3,28	0,07	0,96	0,05	1,65	0,06	0,03	0,13	0,31	0,11	0,05
Benthopelagic cephalopods (upper slope)	3,68	0,09	1,00	0,13	1,97	0,01	0,06	0,18	2,26	0,24	0,91
Salema	2,00	0,01	0,90	0,59	0,84	0,16	0,37	0,01	0,05	0,00	0,03
Mulletts	3,24	0,03	0,91	2,04	0,39	0,23	0,77	0,08	0,23	0,10	0,05
Blue whiting	3,36	0,60	0,98	0,16	0,75	0,02	0,18	0,56	3,49	0,10	0,70
Anglerfish	4,29	0,05	0,97	0,71	0,18	0,03	0,78	0,05	0,15	0,16	0,03
Juvenil hake	3,69	0,11	0,97	1,08	0,33	0,05	0,74	0,16	0,78	0,23	0,16
Adult hake	4,11	0,17	0,54	0,27	0,41	0,57	0,21	0,21	0,55	0,16	0,20
Poor cod	3,69	0,04	0,96	1,30	0,58	0,08	0,66	0,08	0,29	0,27	0,06
European conger	4,10	0,08	0,97	0,59	0,51	0,03	0,52	0,08	0,21	0,10	0,04
Flatfishes	3,28	0,04	0,98	1,40	0,65	0,04	0,67	0,09	0,33	0,11	0,07
Demersal fishes small (continental shelf)	3,16	0,24	0,98	0,23	1,36	0,03	0,14	0,38	1,78	0,17	0,37
Demersal fish large (continental shelf)	3,51	0,35	0,98	0,64	0,35	0,02	0,64	0,39	2,30	0,29	0,43
Demersal fish (upper slope)	3,40	0,16	0,93	0,17	0,76	0,07	0,17	0,16	0,95	0,21	0,20
Bentopelagic fishes	3,37	0,30	0,98	0,02	1,24	0,03	0,02	0,39	2,57	0,10	0,78
Mesopelagic fishes	3,07	0,30	0,95	0,05	0,97	0,05	0,05	0,32	2,14	0,36	0,66
Demersal sharks (continental shelf)	3,92	0,04	0,22	0,09	0,00	0,31	0,22	0,02	0,18	0,20	0,05
Demersal sharks (upper slope)	3,87	0,07	0,53	0,06	0,10	0,14	0,20	0,02	0,33	0,28	0,08
Rays and skates	3,68	0,02	0,74	0,28	0,16	0,15	0,47	0,01	0,11	0,25	0,02
Juvenile European anchovy	2,97	0,27	0,99	0,09	1,34	0,02	0,06	0,39	5,71	0,05	1,72
Adult European anchovy	3,02	1,61	0,99	0,45	0,76	0,01	0,37	1,95	16,46	0,00	4,95
Juvenile European pilchard	2,97	0,74	0,94	0,07	1,52	0,11	0,04	1,26	14,61	0,05	4,46
Adult European pilchard	2,91	2,46	0,98	0,63	0,77	0,03	0,44	3,52	22,34	0,10	6,78
Round sardinella	3,05	0,21	0,98	0,42	0,69	0,03	0,37	0,24	1,64	0,02	0,50
European sprat	3,02	0,07	0,92	0,01	0,86	0,07	0,01	0,06	0,43	0,00	0,13
Horse mackerel	3,54	0,40	0,98	0,27	0,40	0,01	0,40	0,27	2,30	0,15	0,47
Mackerel	3,52	0,88	0,49	0,13	0,26	0,40	0,16	0,69	4,37	0,10	1,23
Atlantic bluefin tuna	4,20	0,08	0,91	1,15	0,00	0,11	0,91	0,10	0,32	0,13	0,07
Other large pelagic fishes	4,08	0,44	0,12	0,06	0,01	0,48	0,10	0,23	1,74	0,08	0,56
Turtles	2,71	0,02	0,20	0,03	0,00	0,14	0,20	0,00	0,04	0,52	0,01
Sea birds	2,65	0,00	0,00	0,01	0,00	4,46	0,00	0,01	0,10	0,77	0,03
Toothed whale	4,44	0,05	0,33	0,01	0,00	0,02	0,33	0,00	0,64	0,17	0,13
Baleen whales	3,64	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,18	0,05	0,06
Detritus	1,00	85,92	0,27	-	-	-	-	-	-	0,30	0,00
Discards	1,00	0,86	0,59	-	-	-	-	-	-	0,00	0,35
By-catch	1,00	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00

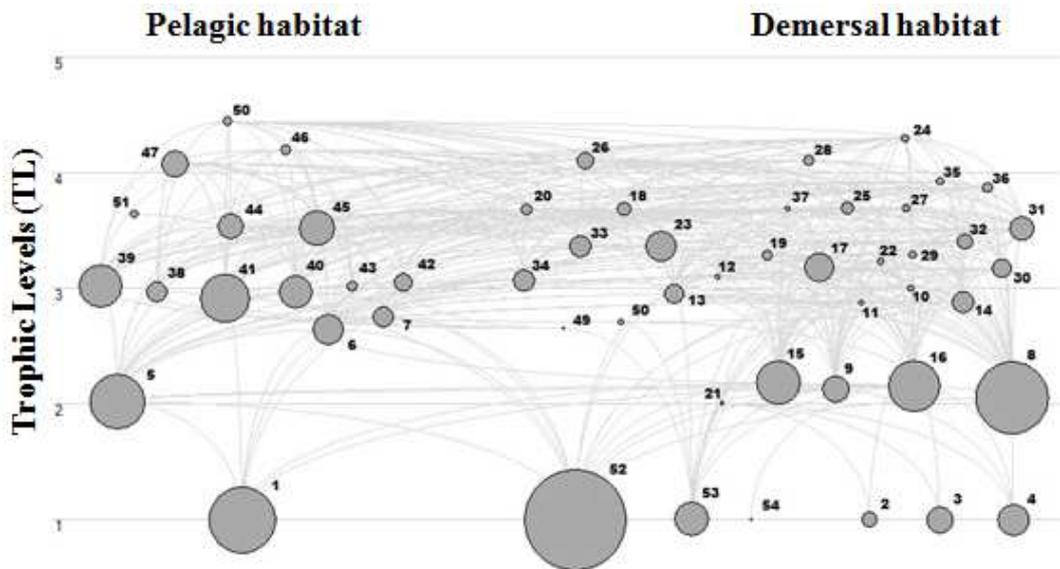


Figura 7. Diagrama de flujos del modelo del NWMS. Los números presentes en la figura representan un grupo funcional (Tabla 10).

Los flujos hacia el detrito consisten en los flujos de la materia excretados y todos aquellos derivados de individuos que mueren por causas naturales no relacionados con la depredación. Los valores más elevados corresponden al fitoplancton (g.f. 1), al micro- y mesozooplankton (g.f. 5) y a los anélidos (g.f. 8) (Tabla 18). En cuanto a la comunidad ictiológica los valores más altos corresponden a la anchoa (g.f. 38 y 39) y sardina (g.f. 40 y 41), juveniles y adultos, y a la caballa (g.f. 45) (Tabla 18).

Los valores más bajos del OI corresponden al micro- y mesozooplankton (g.f. 5), a los anélidos (g.f. 8), a los cefalópodos bentónicos de plataforma (g.f. 17), a la salpa (g.f. 21), al congrio (g.f. 28), a los peces bentopelágicos (g.f. 33), a los pequeños peces pelágicos (g.f. 38-43) y al rorcual (g.f. 51) (Tabla 18). En general estos grupos ejercen una depredación elevada sobre los productores primarios (g.f. 1-4) o sobre los anélidos (g.f. 8), el suprabentos (g.f. 9) y el detrito (g.f. 52-54) (Tabla 15). Los valores más elevados corresponden a la cigala (g.f. 11), a las tortugas (g.f. 48) y aves marinas (g.f.49).

En la Tabla 18 también se presentan los resultados del modelo relacionados con la mortalidad de cada grupo funcional dividida en mortalidad por pesca (F), mortalidad por depredación (M2), y mortalidad natural (MO). La mayoría de los grupos funcionales presentan mortalidades por depredación elevadas, a excepción sobretodo de los grandes depredadores del ecosistema, como el rape (g.f. 24), los tiburones demersales (g.f. 35 y 36), el atún rojo (g.f. 46), los peces pelágicos de gran tamaño (g.f. 47) y los delfines (g.f. 50), además del rorcual (g.f. 51) y las rayas (g.f. 37). En general, M2 es más grande que F. Mayoritariamente la mortalidad natural por otras causas no debidas a la depredación es baja en la mayoría de los grupos funcionales. Los

grupos que presentan MO elevadas son el fitoplancton (g.f. 1), el micro- y el mesozooplancton (g.f. 5) y el plancton gelatinoso (g.f. 7). En cuanto a la comunidad ictiológica, la merluza adulta (g.f. 26), los tiburones demersales de plataforma (g.f. 35) y la caballa (g.f. 45) presentan MO altas en comparación con los otros grupos de peces. Además, las aves marinas (g.f. 49) presenta una MO elevada.

En la figura 8 se presenta el resultado de la matriz mixta de impacto (MTI) en forma de diagrama de círculos. Este análisis muestra los impactos directos e indirectos que un aumento en la biomasa de un grupo funcional tendría en las biomásas de los otros grupos funcionales del ecosistema. De esta manera, se puede destacar:

- El MTI indica que varios grupos funcionales presentan impactos muy bajos en el ecosistema. Estos grupos son los productores primarios bentónicos (g.f. 1-4), la galera (g.f. 10), la cigala (g.f. 11), la gamba roja (g.f. 12), la salpa (g.f. 21), la faneca (g.f. 27), los peces planos (g.f. 29), los tiburones demersales de plataforma (g.f. 35), las rayas (g.f. 37), el espadín (g.f. 43), las tortugas (g.f. 48), las aves marinas (g.f. 49) y el rorcual (g.f. 51). Debido a la falta de espacio, estos grupos han sido eliminados de la Figura 8.
- La mayoría de los grupos funcionales tendrían un impacto negativo sobre ellos mismos debido a la competencia intragrupal por los recursos tróficos. También se pueden observar los impactos de los depredadores sobre su presa principal a través de la depredación.
- Numerosos grupos funcionales serían impactados de forma positiva a un incremento de la biomasa de los grupos con TL más bajos de la red trófica, es decir, los productores primarios (g.f. 1-4), el detritus (g.f. 52-54), los grupos del zooplancton (g.f. 5 y 6), el suprabentos (g.f. 9) y los grupos de invertebrados bentónicos (g.f. 8, 15 y 16). Estos resultados ponen de relieve otra vez la importancia de estos grupos en la red trófica del ecosistema. A modo de ejemplos:
 - Un aumento de la biomasa de fitoplancton (g.f. 1) induciría un impacto positivo en la mayoría de los grupos funcionales, de los cuales destacan los grupos del zooplancton (g.f. 5 y 6), los bivalvos y gasterópodos (g.f. 15), los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34), los pequeños pelágicos (g.f. 38-43), los jureles (g.f. 44) y la caballa (g.f. 45).
 - En cambio, un aumento de los grupos de productores primarios bentónicos (g.f. 2-4) solo induciría un impacto positivo destacable en la salpa (g.f. 21).

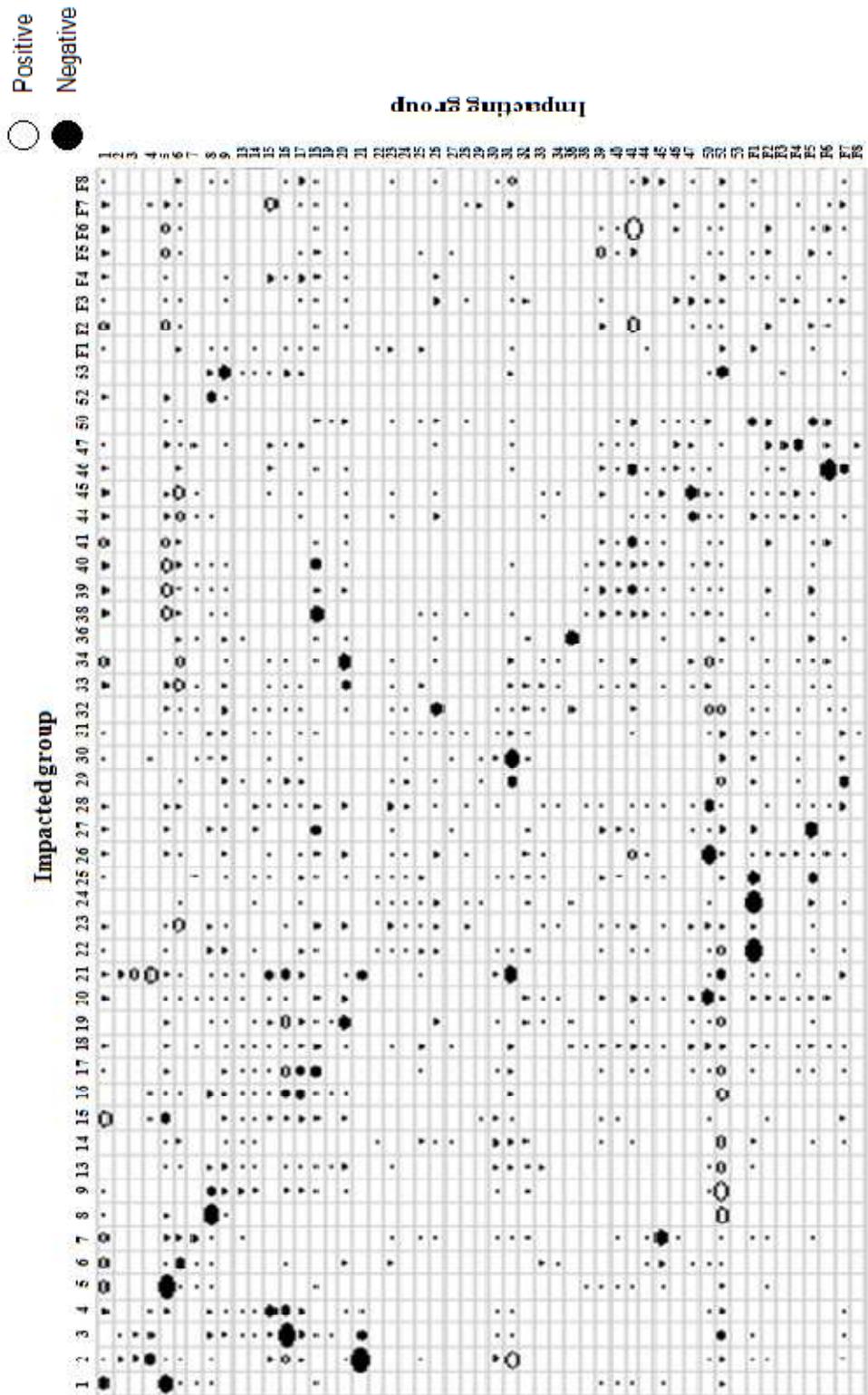


Figura 8. Matriz mixta de impacto (MTI). El tamaño de cada círculo es proporcional al posible impacto. Los números presentes corresponden a un grupo funcional (Tabla 10). F1 = Flota de arrastre española; F2 = Flota de cerco española; F3 = Flota de palangre española; F4 = Flota artesanal española; F5 = Flota de arrastre francesa; F6 = Flota de cerco francesa; F7 = Flota artesanal francesa; F8 = Flota recreativa española.

- En general, un aumento de los grupos del zooplancton (g.f. 5 y 6) tendrían un impacto positivo en la mayoría de los grupos funcionales con TL mayor, donde destacarían la bacaladilla (g.f. 23), los peces bentopelágicos (g.f. 33), los pequeños pelágicos (g.f. 38-43), los jureles (g.f. 44), la caballa (g.f. 45) y el rorcual (g.f. 51).
- Se demuestra el importante papel del detrito natural (g.f. 52) como fuente de alimento, ya que un aumento de su biomasa implicaría un impacto positivo en la mayoría de los grupos funcionales.
- Un aumento de la biomasa de los pequeños pelágicos tendría un impacto remarcable en varios grupos funcionales con TL superior e inferior. A modo de ejemplo, un aumento de la biomasa de la sardina adulta (g.f. 41) tendría un impacto positivo en, por ejemplo, los cefalópodos bentopelágicos (g.f. 18 y 20), la merluza adulta (g.f. 26), el congrio (g.f. 28), en los grandes peces pelágicos (g.f. 47) y las aves marinas (g.f. 49); y un impacto negativo en el micro- y mesozooplancton (g.f. 5), en los cefalópodos bentónicos (g.f. 17 y 19), en la bacaladilla (g.f. 23), en los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34), en el resto de pequeños pelágicos (g.f. 38-43), en el atún rojo (g.f. 46) y los delfines (g.f. 50).
- Se identifican algunos impactos negativos destacables de los depredadores apicales del ecosistema. Por ejemplo, un aumento de la biomasa de los delfines (g.f. 50) tendría un fuerte impacto negativo sobre la merluza adulta (g.f. 26) y los cefalópodos bentopelágicos de talud (g.f. 20).
- Así mismo, los depredadores apicales se verían impactados por la disponibilidad de presas (y por la actividad pesquera, como se muestra en el siguiente apartado). Por ejemplo, los grandes peces pelágicos (g.f. 47) se verían impactados positivamente por un aumento de la biomasa de los pequeños pelágicos (g.f. 38-43).
- En cuanto a los grupos multistanza:
 - Un incremento en la biomasa de la merluza juvenil (g.f. 25) tendría un impacto positivo sobre la merluza adulta (g.f. 26), mientras que un aumento en la de la merluza adulta (g.f. 26) tendría un impacto negativo en la merluza juvenil (g.f. 25). Esto es debido al canibalismo y a una cierta competencia intraespecífica.
 - Un incremento en la biomasa de la anchoa juvenil (g.f. 38) tendría un impacto negativo sobre la anchoa adulta (g.f. 39), mientras que un aumento en la de la anchoa adulta (g.f. 39) tendría un impacto negativo mayor en la anchoa juvenil (g.f. 38). En el caso de la sardina (g.f. 40 y 41) se establecen las mismas interacciones. Esto es debido a una cierta competencia intraespecífica.

- El MTI también permite observar posibles relaciones de competencia intergrupales entre TL similares. Esto, por ejemplo, se puede observar entre los pequeños pelágicos (g.f. 38-43), ya que su dieta se basa principalmente en el micro- y el mesozooplancton (g.f. 5), y entre diferentes grupos funcionales de peces demersales (salmonetes (g.f. 22), bacaladilla (g.f. 23), merluza juvenil (g.f. 25), faneca (g.f. 27), peces planos (g.f. 29), los peces demersales de plataforma (g.f. 30 y 31), y los peces demersales de talud (g.f. 31)), ya que una parte importante de su dieta se basa en los anélidos (g.f. 8) y el suprabentos (g.f. 9). También se observa una competencia por los pequeños pelágicos (g.f. 38-43) entre los cefalópodos bentopelágicos (g.f. 18 y 20), los grandes pelágicos (g.f. 47) y las aves marinas (g.f. 49).
- También se evidencian interacciones entre el dominio pelágico y el dominio demersal. Por ejemplo, entre depredadores demersales como el rape (g.f. 24), la merluza adulta (g.f. 26) y el congrio (g.f. 28) y los pequeños pelágicos (g.f. 38-43), peces bentopelágicos (g.f. 33), jureles (g.f. 44) y la caballa (g.f. 45).
- Se puede observar el gran impacto que tendría un aumento de los descartes (g.f. 53) en las tortugas (g.f. 48) y las aves marinas (g.f. 49), ya que constituye una de las principales presas de estos dos grupos.

Además, el MTI puede utilizarse para identificar impactos indirectos, que pueden relacionarse con situaciones de cascadas tróficas y de depredación beneficiosa. Un ejemplo de cascada trófica se podría dar con un aumento de la biomasa de los peces demersales grandes de plataforma (g.f. 31), que provocaría una disminución de la biomasa de la salpa (g.f. 21) y de los peces demersales pequeños de plataforma (g.f. 30), que a su vez provocaría un aumento de la abundancia de los productores primarios bentónicos (g.f. 2-4). Por otro lado, un ejemplo de depredación beneficiosa lo encontraríamos con un aumento de la biomasa de los delfines (g.f. 50), que tendría un impacto diferente en sus presas. Este aumento tendría un impacto negativo destacable en los cefalópodos bentopelágicos (g.f. 18 y 20), en la merluza adulta (g.f. 26) y en el congrio (g.f. 28) y tendría un impacto positivo destacable en los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34) y en la bacaladilla (g.f. 23) y un impacto positivo menor en los cefalópodos bentónicos (g.f. 17 y 19) y en los pequeños pelágicos (g.f. 38-42), todos ellos presa de los delfines y entre los cuales se establecen relaciones tróficas.

La evaluación de los resultados del MTI y de los dos índices de especies clave (KS) calculados sugiere que los grupos funcionales con valores mayores para los indicadores de especie clave del ecosistema son los delfines (g.f. 50), los peces demersales grandes de plataforma (g.f. 31), los cefalópodos bentopelágicos (g.f. 18 y 20), los grandes pelágicos (g.f.

47) y la salpa (g.f. 21) (Figura 9). En el caso del índice propuesto por Power et al., 1996 se sugiere además como especies clave las aves marinas (g.f. 49) y el rape (g.f. 24).

Además, algunos grupos con TL bajos también fueron identificados como grupos clave debido a su alta biomasa y su elevado impacto trófico, como el fitoplancton (g.f. 1), el micro- y mesozooplancton (g.f. 5), el macrozooplancton (g.f. 6) y los invertebrados bentónicos (g.f. 16) (Figura 9).

3.1.3.3. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema

En la Tabla 19 se presentan los principales indicadores ecológicos relacionados con los flujos tróficos del ecosistema, con conceptos termodinámicos y los análisis de redes tróficas (Ulanowicz, 1986, Christensen, 1995):

- Las transferencias totales del sistema (TST) suman $3758,72 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$, de las cuales el 27,3% proceden del consumo, el 28,72% de las exportaciones, el 7,4% de la respiración total y el 39,4% de los flujos hacia el detrito.
- El Pp/R, que se aproxima a la unidad en ecosistemas maduros, en el modelo del NWMS es bastante mayor que 1.
- La PN, que decrece hacia el 0 a medida que se desarrolla, es alta.
- El Pp/B, que disminuye cuando el ecosistema se desarrolla, es alto en el modelo del NWMS.
- El SOI y PL presentan valores relativamente bajos e indican una linealidad en la red trófica y, por lo tanto, que la red trófica no es muy compleja.
- El FCI es relativamente bajo, lo que sugiere que el ecosistema es inestable.

La biomasa total que sustenta el ecosistema, excluyendo el detrito, es de $42,69 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ (Tabla 19). Esta biomasa está dividida en fitoplancton (g.f. 1; 19,7%), productores bentónicos (g.f. 2-4; 2,9%), grupos del zooplancton (g.f. 5-7; 11,1%), invertebrados bentónicos (g.f. 8, 15 y 16; 38,9%), crustáceos (g.f. 10-14; 2,3%), cefalópodos (g.f. 17-20; 1,9%), peces demersales y bentónicos (g.f. 21-37; 6,1%), peces pelágicos (g.f. 38-47; 16,7%) y otros grupos (g.f. 48-51; 0,3%), que incluye a las tortugas (g.f. 48), aves marinas (g.f. 49), los delfines (g.f. 50) y el rorcual común (g.f. 51) (Tabla 18). Estos resultados ponen de manifiesto la importancia del compartimento pelágico en el ecosistema.

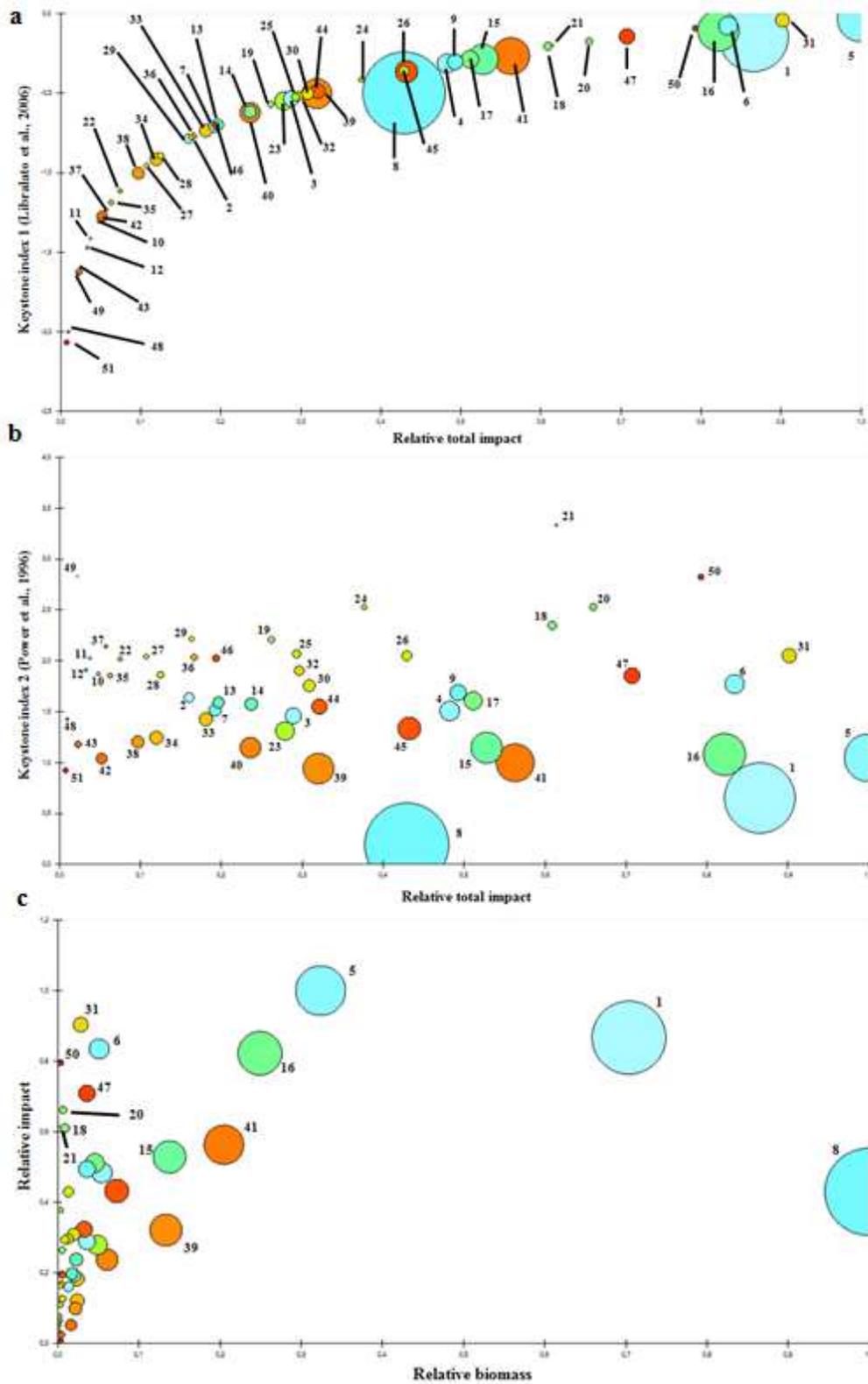


Figura 9. Índice de especies clave (o KS) del modelo del NWMS. El tamaño de los círculos es proporcional a la biomasa de cada grupo funcional. a) Índice según Libralato et al. (2006); b) Índice según Power et al. (1996); c) Impacto relativo respecto la biomasa relativa. Los números presentes en cada gráfico representan un grupo funcional (Tabla 10).

Tabla 19. Principales estadísticos e índices ecológicos del ecosistema que describen el modelo del NWMS.

Estadísticos e Índices ecológicos del ecosistema	Valor	Unidades
Suma de consumo total (Qt)	897,27	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de exportaciones total (Et)	1.088,08	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de respiración total (Rt)	279,55	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de todos los flujos hacia el detrito (FD)	1.493,14	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Transferencias totales del sistema (TST)	3.758,72	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de producción total (Pt)	1.599,93	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Producción primaria neta total (P1)	1.366,10	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Producción primaria total/respiración total (Pp/R)	4,89	
Producción neta del sistema (PN)	1.086,55	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Producción primaria total/biomasa total (Pp/B)	31,88	
Índice de omnivoría del sistema (SOI)	0,19	
Índice de reciclaje de Finn (FCI)	9,12	%
Longitud media de las vías (PL)	2,75	
Biomasa total (Bt) (sin detrito)	42,69	t·km ⁻²
Eficiencias de transferencia de energía (calculadas como media geométrica de TL II-IV)		
Desde los productores primarios:	15,4	%
Desde el detrito:	13,3	%
Total:	14,3	%
Nivel trófico medio de la comunidad (mTLco)	1,38	
Nivel trófico medio de la comunidad (mTLco, sin TL=1)	2,48	
Índice pedigrí del modelo	0,62	

El 85 % de la producción total del ecosistema proviene de fitoplancton (g.f. 1) y el 10 % del micro- y mesozooplancton (g.f. 5) (Tabla 18). Sin tener en cuenta estos dos grupos, destacan los anélidos (g.f. 8; 43%), el macrozooplancton (g.f. 6; 16,25%), los crustáceos (g.f. 10-14; 6,7%), la sardina (g.f. 40 y 41; 6,3%), los productores primarios bentónicos (g.f. 2-4; 5,77%), el plancton gelatinoso (g.f. 7; 4,6%), otros invertebrados bentónicos (g.f. 16; 3,84%) y la anchoa (g.f. 38 y 39; 3,1%).

A su vez, el 79,5% del consumo se concentra en el micro- y el mesozooplancton (g.f. 5; 52,5%) y los poliquetos (g.f. 8, 27%) (Tabla 18). También realizan un consumo importante la sardina (g.f. 40 y 41; 4,11%), el macrozooplancton (g.f. 6; 3,42%), los crustáceos (g.f. 10-14; 3,05%) y la anchoa (g.f. 38 y 39; 2,47%).

La eficiencia de transferencia de energía (TE) global es del 14,3 %. (Tabla 19), es decir, por término medio, el 14,3% de la producción de un TL se convierte en producción de un TL superior. Así mismo, la TE media en la red trófica de los productores primarios (15,4%) es mayor que la TE de la red trófica detritívora (12,1%) (Tabla 20). La transferencia de energía decrece a medida que el TL aumenta en el ecosistema a excepción de la TE desde TL II a TL III en la vía detritívora (Tabla 20).

Tabla 20. Eficiencias de transferencia de energía entre niveles tróficos enteros.

Fuente\TL	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Productores	19,9	15,4	12	12	10,4	9,7		
Detritus	10,1	17,5	13,3	12,2	10,4	9,4		
Todos los flujos	14,6	16,2	12,5	12	10,4	9,6	7,4	0,1

En la Figura 10 se representa los flujos tróficos del ecosistema, organizado por TL enteros, a partir de la *Lindeman spine*. El análisis muestra que la mayoría de los flujos se dan entre el TL I (productores primarios y detrito) y el TL III, que representan alrededor del 95% de las TST o flujos tróficos totales generados. En el TL 1 se dan aproximadamente el 75% de los flujos, mostrando la importancia del detrito y la producción primaria como fuentes de energía en el ecosistema explotado, mientras que en el TL II se dan el 20%. El mayor flujo generado hacia el detrito corresponde a los productores primarios ($1025 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$), seguido de muy lejos por el TL II ($429,8 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$). El consumo de detrito por parte de TL II es alto. Además, esta representación pone de manifiesto la importancia del TL II i TL III en términos de biomasa, ya que representan conjuntamente el 71,38% de ésta si se excluye el detrito. La exportación de flujos es mucho mayor desde TL III.

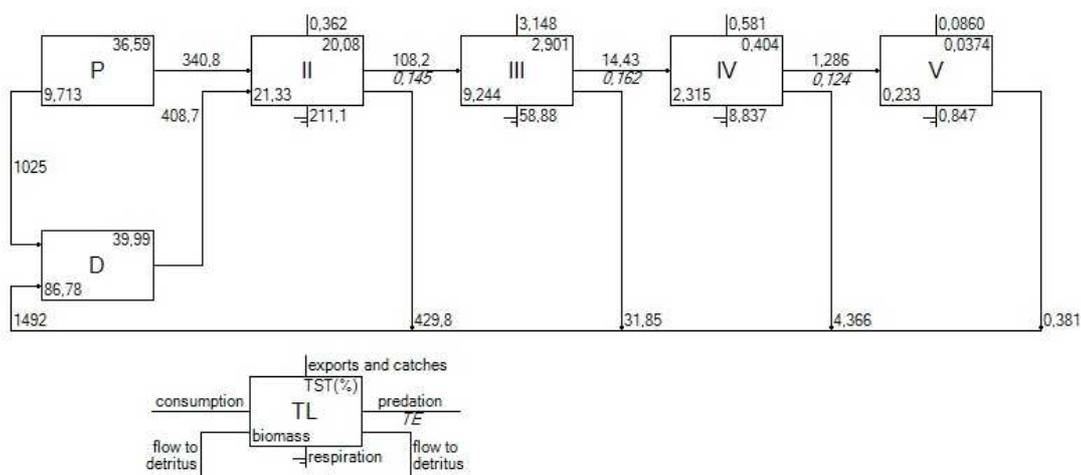


Figura 10. Representación de los flujos tróficos del ecosistema del NWMS por niveles tróficos enteros (TL) a partir de la *Lindeman spine*.

El TL medio de la comunidad (mTLco) es de 1,38 si se tienen en cuenta todos los grupos incluidos en el modelo. Si se excluyen los grupos con TL = 1 (productores primarios y detrito), el mTLco es de 2,48 (Tabla 19).

3.1.3.4. Indicadores del impacto de la actividad pesquera

Los peces pelágicos de tamaño pequeño (principalmente sardina y anchoa (g.f. 38-41)) son las especies dominantes en la captura del modelo del NWMS, ya que representan el 59,2% de la

captura total (Figura 11). Los siguientes en cuanto a importancia son los grupos de peces demersales (g.f.30-32) los cefalópodos (g.f. 17-20), la merluza (g.f. 25 y 26) y los bivalvos y gasterópodos (g.f. 15). Cabe destacar que la captura accidental de tortugas (g.f. 48), aves marinas (g.f. 49) y los delfines (g.f. 51) no se muestran en la Figura 11 debido a su poca importancia en relación a la captura total.

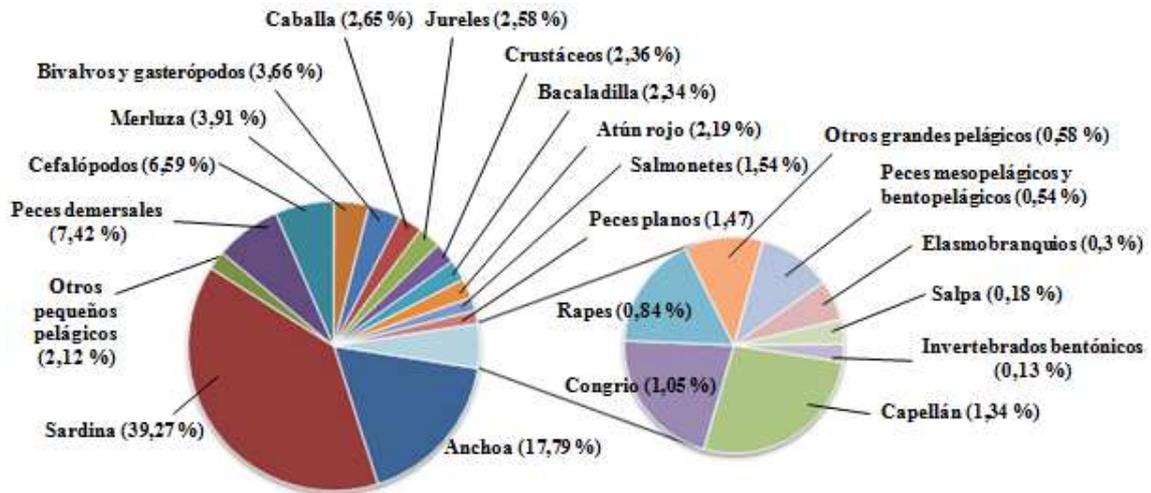


Figura 11. Composición de la captura en el modelo del NWMS.

El análisis de la captura por TL (Figura 12a) muestra que la mayor parte de la captura se realiza en el TL III, representando el 75% de la captura total, seguido por el TL IV, con el 13,9%. En general, el cociente captura/biomasa presenta valores elevados similares en todos los TL (34-39%), a excepción de los TL II (1,6%) y TL IV (25%) (Figura 12b).

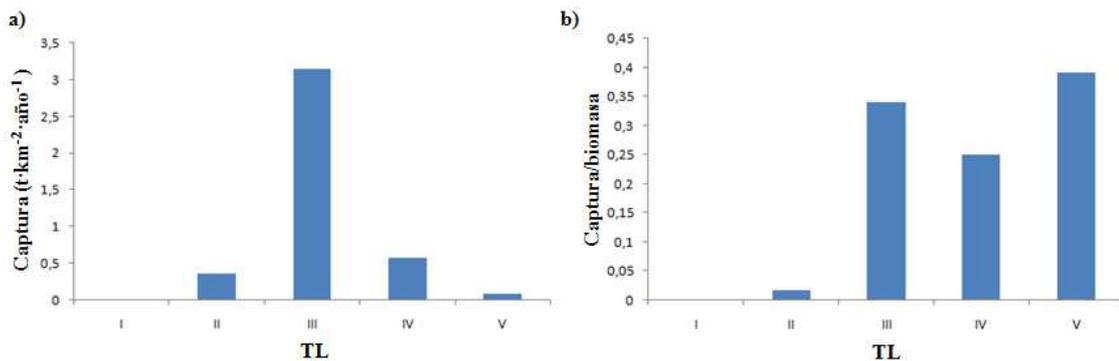


Figura 12. Captura (t·km⁻²·año⁻¹) y cociente captura/biomasa por nivel trófico entero.

La mortalidad por pesca (F) es elevada ($F > 0,5$) en muchos de los grupos funcionales explotados (Tabla 18). Estos son la galera (g.f. 10), la cigala (g.f. 11), la gamba roja (g.f. 12), la salpa (g.f. 21), los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza juvenil (g.f. 25), la faneca (g.f. 27), el congrio (g.f. 28), los peces planos (g.f. 29), los peces demersales grandes de plataforma (g.f. 31), la sardina adulta (g.f. 41) y el atún rojo (g.f. 46). Los cefalópodos

bentónicos de plataforma (g.f. 17), la anchoa adulta (g.f. 39) y la alacha (g.f. 42) también presentan una mortalidad por pesca notable. En cuanto al cociente F/Z, los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza juvenil (g.f. 25), la faneca (g.f. 27), el congrio (g.f. 28), los peces planos (g.f. 29), los peces grandes de plataforma (g.f. 31) y el atún rojo (g.f. 46) presentan valores elevados ($> 0,5$), indicando que más del 50 % de su mortalidad se debe a la pesca.

La matriz de impactos tróficos (Figura 8) proporciona una idea del impacto directo e indirecto de la actividad pesquera en el ecosistema. De esta manera, se puede destacar que:

- Las 8 flotas incluidas en el modelo tienen impactos negativos sobre ellas mismas y, en general, impactos negativos menores sobre el resto de flotas.
- El arrastre es la flota pesquera, tanto española como francesa, con un impacto más generalizado sobre los diversos grupos funcionales. En ambos casos destaca su elevado impacto negativo sobre el rape (g.f.), la merluza juvenil (g.f. 25) y los tiburones demersales de plataforma (g.f. 35), además de un impacto destacable sobre la faneca (g.f. 27) y los delfines (g.f. 50). Este último caso debido, posiblemente, a la disminución de las presas de éstos y a la captura accidental. Además, la flota de arrastre española tiene un impacto negativo importante sobre los salmonetes (g.f. 22); y la flota de arrastre francesa sobre los tiburones demersales de talud (g.f. 31) y la anchoa adulta (g.f. 39).
- El palangre presenta impactos negativos importantes sobre las aves marinas (g.f. 49) y los grandes pelágicos (g.f. 47) e impactos positivos sobre las presas de estos, los pequeños peces pelágicos (g.f. 38-43). También tiene un impacto negativo destacable sobre la merluza adulta (g.f. 26).
- La flota de cerco (española y francesa) muestra impactos negativos significativos sobre la sardina (g.f. 40 y 41) y los delfines (g.f. 50). En este último caso, es debido a la captura accidental y a la competencia por el recurso. Además, la flota española tiene un importante impacto sobre la anchoa (g.f. 38 y 39), la alacha (g.f. 42) y los grandes pelágicos (g.f. 47), en este caso debido a la competencia por el recurso; y la flota francesa sobre el atún rojo (g.f. 46), debido a su captura.
- La flota artesanal española tiene un elevado impacto negativo sobre los grandes pelágicos y un destacable impacto positivo sobre la caballa y los jureles debido a la importante captura de su depredador principal (los grandes pelágicos). La flota artesanal francesa muestra un elevado impacto sobre el congrio, los peces planos, las rayas, el atún rojo y las tortugas. En este último caso es debido a la elevada captura accidental por parte de esta flota.

- La flota recreativa española es la que presenta el menor impacto de toda la flota. Su impacto negativo más destacable es en los grandes peces pelágicos (g.f. 47).
- Finalmente, los resultados del MTI muestran también que las tortugas (g.f. 48), las aves marinas (g.f. 49) y los delfines (g.f. 50) presentan un impacto negativo bajo generalizado en la flota, lo que sugiere que no representan importantes competidores de la actividad pesquera. En cambio, estos grupos sí que se ven fuertemente impactados por la flota debido a su captura accidental y la modificación de la abundancia de sus presas.

La captura total de la flota es de $4,18 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ y el mTLc es de 3,12 (Tabla 21), indicando una elevada explotación del ecosistema y que la pesquería se basa en organismo con TL bajo, principalmente organismos que basan su alimentación en organismos del plancton (principalmente micro- y mesozooplancton y macrozooplancton) e invertebrados bentónicos.

Tabla 21. Principales estadísticos e índices ecológicos que describen el impacto pesquero en el modelo del NWMS.

Estadísticos e Índices ecológicos de impacto pesquero	Valor	Unidades
Capturas totales (Yt)	4,18	$\text{t} \cdot \text{Km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$
Nivel trófico medio de la captura (mTLc)	3,13	
Producción primaria requerida para sostener la pesquería (desde los productores primarios) (%PPRa)	12,08	%
Producción primaria requerida para sostener la pesquería (desde TL=1, productores primarios y detrito) (%PPRb)	17,36	%
Rendimiento bruto de la pesquería (captura/producción primaria neta del sistema) (GE)	0,003	

El análisis de la captura total por flota indica que las flotas que realizan una mayor captura son el cerco español y el arrastre francés (Tabla 22). El mTLc por flota evidencia que el cerco español es la flota que presenta un menor mTLc (2,99), junto con la flota artesanal francesa (2,99). La flota que presenta el mTLc mayor es la de palangre española (3,76). De esta manera, se puede ver que la actividad pesquera juega un importante papel ecológico como depredador apical en el ecosistema (TL = 3,99 – 4,76).

Tabla 22. Captura ($\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) y nivel trófico medio de la captura (mTLc) de las flotas del modelo del NWMS.

Flota	Captura	mTLc
Arrastre española	0,71	3,40
Cerco española	1,16	2,99
Palangre española	0,03	3,76
Artesanal española	0,15	3,22
Arrastre francesa	1,13	3,12
Cerco francesa	0,60	3,06
Artesanal francesa	0,35	2,99
Recreativa española	0,05	3,46

El rendimiento bruto de la pesquería (GE) presenta un valor de 0,003 (Tabla 21). La producción primaria requerida (PPR) para sostener la pesquería es del 12,08 % teniendo en cuenta

únicamente la producción primaria a partir de los productores primarios (% PPRa), y del 17,36 % si se tiene en cuenta también el detrítico (%PPRb), es decir, todos los flujos desde TL = 1 (Tabla 21).

3.2. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS CON OTROS MODELOS ECOPATH

En la tabla 23 se presentan las características de los modelos que se han a comparado y los resultados de éstos. Cabe destacar que a algunos índices no se ha podido tener acceso (Banaru et al., 2013, Moutolopoulos et al., 2013, Hattab et al., 2013) y se ha dejado la casilla en blanco. Esta comparación se va a realizar siguiendo el mismo orden que el apartado anterior, aunque primeramente se van a comparar las características de estos modelos.

3.2.1. Características generales de los modelos

Los modelos que se han comparado en general representan los ecosistemas en la década de 2000 (Tabla 23), a excepción de los del SCS (1994) y del NCAS (1990s).

El rango de profundidad que se modela en estos ecosistemas es muy variado (Tabla 23). De esta manera, hay modelos que representan la plataforma continental sin tener en cuenta los primeros 10-50 m (SCS, NCAS, NAS y GoG), otro que representa el talud continental (DCS) y otros que incluyen tanto la plataforma continental como el talud (NWMS, GoL, IS y GoC). Cabe destacar que el modelo del GoL se extiende hasta los 2500 m, incluyendo así el mar profundo o “*deep sea*”.

También la superficie modelizada varía mucho. De esta manera se pueden diferenciar entre modelos de tamaño pequeño (SCS, DCS, NAS y GoC), con superficies menores a 10.000 km² y modelos de tamaño grande (NWMS, NCAS, GoL y IS), con superficies mayores a 20.000 km² (Tabla 23).

En general, el número de grupos funcionales es aproximadamente 40, a excepción del modelo del DCS (20) y del NWMS (54) (Tabla 23). Como la mayoría de modelos no incluyen la franja costera, se han considerado pocos grupos funcionales referentes a los productores primarios. De esta manera, la mayoría de los modelos solo incluyen al fitoplancton, a excepción de los modelos del GoL, GoG y NWMS, donde se incluyen además algunos grupos de productores primarios bentónicos.

La estructura de los diferentes grupos funcionales es, en general, parecida en todos los modelos, a excepción del modelo del DCS (Tabla 24). De esta manera, se puede destacar que en la mayoría de los modelos se definen como grupos funcionales el micro- y mesozooplankton, el

macrozooplancton, el plancton gelatinoso, los anélidos, los decápodos natantia y reptantia, los invertebrados bentónicos, los cefalópodos bentónicos y bentopelágicos, los salmonetes, el rape, la merluza (en algunos casos separada en juveniles y adultos), los peces planos, los tiburones demersales, las rayas, la anchoa, la sardina, otros pequeños pelágicos, los jureles, la caballa, los grandes pelágicos, las tortugas y aves marinas y los delfines.

Finalmente, en la mayoría de los modelos se incluyen dos grupos de detrito, uno destinado al detrito del sedimento y la “nieve marina”, y otros a los descartes, donde se incluye también la captura de especies protegidas (aves y tortugas marinas y delfines) (Tabla 24). Sin embargo en algunos modelos (SCS, NCAS y NWMS) se ha separado el descarte de la captura de especies protegidas y, por lo tanto, se han definido tres grupos de detrito.

3.2.2. Comparación de TLs

La mayoría de los grupos funcionales del NWMS presentan valores similares a los de los otros modelos (Tabla 24). Así, se puede destacar que:

- El micro- y el mesozooplancton presenta un TL de alrededor de 2-2,1. Los valores más elevados provienen del modelo del GoL y el del NAS. En el caso del modelo del GoL es debido a que este grupo se ha dividido en dos, definiendo un grupo para el microzooplancton, con $TL = 2$, y un grupo para el mesozooplancton, con $TL = 2,2$, y a que este último depreda sobre el otro. Para el modelo del NAS este valor es debido a la inclusión de un grupo que también depreda sobre el fitoplancton (los ciliados) y que es depredado, en parte, por el mesozooplancton.
- Todos los grupos de invertebrados bentónicos presentan TL bajos ($< 2,36$).
- Los grupos de crustáceos suelen tener TLs cercanos a 3.
- Los cefalópodos presentan TLs superiores a 3. Destacar que:
 - Los cefalópodos bentopelágicos presentan valores superiores a los bentónicos, excepto en el modelo del GoC.
 - En algunos modelos (NCAS y NAS), los cefalópodos bentopelágicos tienen TLs elevados ($TL > 4$).
 - El TL de los cefalópodos bentónicos del presente estudio es similar al de los otros modelos a excepción del modelo del GoG y del GoC, que presentan valores más elevados.

Tabla 23. Características, Estadísticos e índices utilizados para la comparación de los diferentes modelos.

	NWMS	SCS	GoL	DCS	NCAS	NAS	IS	GoG	GoC	Unidades
Años	1999-2003	1994	2000-2009	2009	1990s	2003-2006	1998-2006	2000-2005	2009	
Profundidad	0-1000	50-400	0-2500	1000-1400	10-280	20-300	50-1100	20-200	15-800	m
Área modelizada	45547	4500	20400	850	55500	8374	49149	35900	7224	km ²
Número de grupos funcionales	54	40	40	20	40	40	39	41	43	
Número de productores primarios	4	1	5	0	1	1	2	3	1	
Número de grupos funcionales vivos	51	37	38	18	37	38	37	39	41	
Qt	897,27	851,73	1480,10	51,36	1305,04	868,83	348,07	1442,63	1946,90	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Et	1088,08	1251,89	251,70	20,09	730,15	274,81	1,69	735,81	2233,70	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Rt	279,55	326,86	498,70	20,19	421,09	269,48	174,84	524,62	955,10	t·km ⁻² ·año ⁻¹
FD	1493,14	1607,52	764,63	65,84	1387,46	562,53	508,91	1137,51	2599,20	t·km ⁻² ·año ⁻¹
TST	3758,03	4038,00	2995,13	157,48	3843,74	1975,65	1033,51	3840,57	7734,90	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Pt	1599,93	1851,31	1572,80	14,83	1566,00	791,00	599,05	1809,63	3704,40	t·km ⁻² ·año ⁻¹
P1	1366,10	1577,00	1042,40	0	1149,85	535,48	495,44	1259,54	3187,70	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Pp/R	4,89	4,82	2,09	0	2,73	1,99	2,83	2,41	3,30	
PN	1086,55	1250,14	543,70	-20,19	728,76	265,99	320,59	734,92	2231,60	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Pp/B	32,00	26,74	15,10	0	8,82	16,21	23,25	16,75	39,80	
SOI	0,19	0,19	0,21	0,29	0,19	0,18	0,36	-	0,18	
PL	2,75	2,56	3,99	-	5,41	-	-	-	2,43	
Bt (sin detrito)	42,69	58,97	68,90	3,93	130,3	33,04	21,31	75,36	80,02	t·km ⁻²
mTLco	1,38	1,50	1,43	1,10	1,39	1,69	-	2,03	1,61	
mTLco (sin TL=1)	2,48	2,36	2,67	2,85	2,13	2,57	-	2,69	2,55	
Yt	4,18	5,36	2,13	0	2,45	2,35	1,69	1,72	4,55	t·km ⁻² ·año ⁻¹
mTLc	3,13	3,12	3,24	0	3,07	3,47	3,33	3,44	3,32	
% PPRa	12,08	9,54	13,58	0	6,59	3,45	5,54	3,66	12,97	%
% PPRb	17,36	10,60	-	0	15,00	6,76	-	7,20	16,45	%
GE	0,003	0,010	0,002	0,000	0,002	0,004	0,003	0,001	0,001	
Eficiencia de tranferencia total	14,30	12,20	19,70	15,70	10,00	17,40	13,10	19,24	14,90	%
Índice pedigrí del modelo	0,62	0,67	0,67	0,54	0,66	0,61	0,54	0,65	0,63	

Tabla 24. Comparación de los TL de los grupos funcionales del modelo del NWMS con los obtenidos en los diferentes modelos comparados.

Functional grup	NWMS	SCS	GoL	DCS	NCAS	NAS	IS	GoG	GoC
Phytoplankton	1,00	1	1	-	1	1	1	1	1
Benthic macrophytes	1,00	-	1	-	-	-	-	1	-
Seagrass	1,00	-	1	-	-	-	-	1	-
Microphytobenthos	1,00	-	1	-	-	-	-	-	-
Micro and mesozooplankton	2,02	2,05	2,05-2,22	-	2,05	2,33	2,04-2,11	2,1	2
Macrozooplankton	2,64	2,77	2,71	-	3,05	2,92	-	3,09	2,1
Gelatinous plankton	2,75	2,83	2,69	2,62	2,66	3,25	-	-	2,89
Annelids	2,05	2	2,11	-	2	2,11	-	2,36	2
Suprabenthos	2,13	2,11	-	-	-	-	-	-	2,1
Spottail mantis shrimp	3,02	-	-	-	3,02	-	-	3,72	3,27
Norway lobster	2,88	2,82	-	-	3,76	3,06	-	-	3,49
Red shrimp	3,11	-	-	3,13	-	-	-	-	-
Other shrimps	2,96	2,98	-	2,96	-	3,14	2,57-2,92	2,87-3,27	2,9
Crabs	2,90	2,89	-	-	2,99	2,98	-	3,21	2,92
Bivalves-gastropods	2,18	-	2,02	-	2	-	-	2,35	2
Benthic invertebrates	2,16	2,02	2,27	2,11	2	2,05	-	-	2
Benthic cephalopods (continental shelf)	3,19	3,1	3,23	-	3,3	3,48	3,29	3,7	3,89
Benthopelagic cephalopods (continental shelf)	3,72	3,67	3,88	-	4,14	4,18	3,53	4,22	3,77
Benthic cephalopods (upper slope)	3,30	-	3,23	-	-	-	3,29	-	3,89
Benthopelagic cephalopods (upper slope)	3,71	-	3,88	-	-	-	3,53	-	3,77
Salema	2,00	-	-	-	-	-	-	-	-
Mulletts	3,25	3,16	-	-	3,19	2,87	3,16	3,3	3,41
Blue whiting	3,38	3,4	3,67	-	-	-	-	-	3,41
Anglerfish	4,25	4,39	4,45	3,95	4,55	4,38	4,12	-	4,84
Hake	-	-	4,14	-	-	4,28	3,98	-	-
Juvenile hake	3,69	3,45	-	-	4	-	-	-	3,7
Adult hake	4,08	4,1	-	-	4,12	-	-	-	4,11
Poor cod	3,79	3,31	3,76	-	-	-	-	-	-
European conger	4,05	4,22	4,16	-	4,15	-	-	-	-
Flatfishes	3,30	3,2	-	-	3,88	3,64	2,98	-	3,59
Demersal fishes small (continental shelf)	3,18	-	-	-	-	-	-	-	-
Demersal fish large (continental shelf)	3,54	-	-	-	-	-	-	-	-
Demersal fish (upper slope)	3,42	-	-	-	-	-	-	-	3,48
Bentopelagic fishes	3,37	3,49	-	2,76	3,72	3,62	-	-	-
Mesopelagic fishes	3,07	-	-	-	-	-	-	-	-
Demersal sharks	-	-	-	-	-	-	-	4,36	4,07
Demersal sharks (continental shelf)	3,92	3,68	-	-	4,09	3,69	-	-	-
Demersal sharks (upper slope)	3,91	-	-	4,05	-	-	-	-	-
Rays and skates	3,72	3,91	-	-	4,16	4,13	3,46	3,78-4,06	3,7
Anchovy	-	3,05	3,22	-	3,05	-	3,02	3,08	3
Juvenile European anchovy	2,97	-	-	-	-	3,33	-	-	-
Adult European anchovy	3,02	-	-	-	-	3,33	-	-	-
Pilchard	-	2,97	2,96	-	2,97	-	3,03	3,12	2,95
Juvenile European pilchard	2,97	-	-	-	-	3,33	-	-	-
Adult European pilchard	2,91	-	-	-	-	3,33	-	-	-
Other small pelagic fishes	-	-	3,22	-	3,25	3,33	-	-	-
Round sardinella	3,05	-	-	-	-	-	-	3,13	-
European sprat	3,02	-	-	-	-	-	-	-	-
Horse mackerel	3,53	3,19	4,01-3,9	-	3,49	3,5	-	3,72	3,2
Mackerel	3,52	3,55	3,75	-	3,32	3,7	3,71	-	3,57
Atlantic bluefin tuna	4,24	-	4,14	-	-	-	-	4,44	-
Other large pelagic fishes	4,07	4,19	-	-	4,38	4,53	4,11	-	-
Turtles	2,71	2,54	-	-	3,01	2,97	2,78	-	3,18
Sea birds	2,66	2,71	3,74	-	3,81	3,1	3,41	3,78	3,09
Toothed whale	4,47	4,33	4,83	-	4,31	4,58	4,05-4,24	4,34	4,49
Baleen whales	3,64	3,81	3,71	-	-	-	-	-	-
Detritus	1,00	1	1	1	1	1	1	1	1
Discards	1,00	1	1	-	1	1	1	1	1
By-catch	1,00	1	-	-	1	-	-	-	-

- Las especies ictiológicas presentan un TL superior a 3, excepto en el caso de la salpa (NWMS), la anchoa juvenil (NWMS) y la sardina (NWMS, SCS, NCAS, GoL y GoC).
- El TL de la sardina y de la anchoa presenta valores próximos a 3 en todos los modelos comparados a excepción del modelo del NAS, donde presentan valores más elevados, debido a la inclusión del grupo de ciliados.
- Los depredadores apicales (TL > 4) de los ecosistemas mediterráneos y de la parte adyacente del Atlántico son los delfines, el rape, la merluza, el congrio y los grandes pelágicos (atún rojo, pez espada, bonito,...) y, en determinados ecosistemas comparados, los tiburones demersales (GoC, GoG y DCS).
- Los TL de la merluza juvenil y adulta son bastante parecidos con los TL obtenidos en los modelos del SCS y del GoC. En el modelo del NCAS el TL de la merluza juvenil es bastante más elevado.
- El TL obtenido para las aves es parecido al del modelo del SCS y bastante inferior al de los otros modelos.

3.2.3. Rol ecológico de las especies e interacciones tróficas

El análisis de los resultados del MTI de los diferentes ecosistemas comparados muestra las siguientes similitudes:

- Los principales grupos que influyen en la red trófica de los ecosistemas se encuentran en la base de ésta, donde destacan los productores primarios (especialmente el fitoplancton), el detritus y los organismos del zooplancton.
- Los pequeños pelágicos tienen un elevado impacto en numerosos grupos funcionales con TL superior e inferior. Además, presentan un impacto negativo entre ellos debido a la competencia por los recursos.
- Se identifican interacciones entre el dominio pelágico y el dominio demersal, de entre las cuales destaca la que se establece entre algunos depredadores apicales del hábitat demersal como la merluza con los pequeños pelágicos.

El análisis de los resultados de los índices de especies clave (KS) muestra que las especies clave en los ecosistemas mediterráneos y del golfo de Cádiz son los delfines, los cefalópodos bentopelágicos y los tiburones (Tabla 25). También se podrían incluir los grandes peces pelágicos. Además, se identifican como grupos estructuradores el fitoplancton, el micro- y mesozooplancton, el macrozooplancton y los invertebrados bentónicos (Tabla 26).

Tabla 25. Grupos funcionales identificados como especies clave en el Mar Mediterráneo y la zona adyacente del Atlántico (GoC).

	Delfines	Cefalópodos bentopelágicos	Grandes peces pelágicos	Tiburones
NWCS	X	X	X	
SCS	X	X		
GoL	X	X		
DCS				X
NCAS	X			
NAS		X	X	
IS				X
GoG				X
GoC	X	X		

Tabla 26. Grupos funcionales identificados como especies estructuradoras en el Mar Mediterráneo y la zona adyacente del Atlántico (GoC).

	Fitoplancton	Micro- y mesozooplancton	Macrozooplancton	Invertebrados bentónicos
NWCS	X	X	X	X
SCS	X	X	X	
GoL		X	X	X
DCS				X
NCAS	X	X		X
NAS	X	X	X	
IS		X		X
GoG	X	X	X	X
GoC	X	X	X	

3.2.4. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema

La comparación de las transferencias totales del ecosistema (TST) muestra que el ecosistema modelado en el presente estudio presenta un valor razonable con el de los ecosistemas del Mediterráneo occidental, (GoL y SCS), a pesar de las diferencias existentes; y superior al de los ecosistemas del Mediterráneo central (IS) y del oriental (NAS) (Tabla 23). Cabe destacar que los ecosistemas del NCAS y GoG, situados en el Mediterráneo central, presentan valores similares al de los ecosistemas del Mediterráneo occidental. El valor más elevado de TST en la comparativa corresponde al modelo del GoC, en la zona atlántica adyacente al Mediterráneo y el valor más bajo al modelo DCS, en el mar profundo.

Los porcentajes de los flujos totales generados en los ecosistemas (TST) que representan el consumo, las exportaciones, la respiración y el flujo hacia el detrito son parecidos en muchos de los ecosistemas comparados (Tabla 23). De esta manera, destacar la elevada importancia de los

flujos hacia el detrito en los ecosistemas mediterráneos y la zona adyacente del golfo de Cádiz, ya que representan en torno al 30-40% de los flujos totales en el ecosistema. Sin embargo, en el ecosistema del GoL representa un porcentaje inferior (25%) y en el ecosistema del IS un porcentaje muy superior (49%). Cabe destacar también un porcentaje muy bajo de las exportaciones en el ecosistema del IS.

La producción total del ecosistema del NWMS es similar a la de los ecosistemas del Mediterráneo occidental (SCS y GoL), NCAS y GoG, superior a la de los ecosistemas del IS y NAS e inferior a la del ecosistema del golfo de Cádiz (Tabla 23). Además, no se observan diferencias en el gradiente norte-sur.

Los principales índices relacionados con la teoría del desarrollo de los ecosistemas (P1, Pp/R, PN y Pp/B) muestran que, en general, los ecosistemas comparados se encuentran en un estado de desarrollo bajo (Tabla 23). Destacar que los resultados de estos índices indican un mayor desarrollo en los ecosistemas del Mediterráneo oriental y central que en los del Mediterráneo occidental y el del GoC, ya que, en general, presentan valores menores que en los otros ecosistemas.

Los índices relacionados con la complejidad de la red trófica (SOI y PL) presentan, en general valores bajos (Tabla 23), lo que sugiere que los ecosistemas comparados se encuentran dominados por cadenas tróficas lineales a excepción del ecosistema del IS y DCS, que presentan valores de SOI más elevados. Destacar que en el caso del ecosistema del NCAS, el valor de PL es elevado. Sin embargo, el SOI es bajo, indicando una linealidad en la red trófica del ecosistema.

La biomasa total excluyendo el detrito en el modelo del NWMS es menor que en los otros ecosistemas del Mediterráneo occidental (SCS y GoL) y de los ecosistemas del NCAS, GoG y GoC; y es mayor que en los ecosistemas del IS y NAS (Tabla 23). En todos los modelos la biomasa del compartimento pelágico es más elevada que la del compartimento bentónico, indicando la gran importancia de este compartimento en los ecosistemas comparados del Mediterráneo y Atlántico adyacente.

La eficiencia de transferencia total es superior al 10 % en todos los modelos comparados a excepción del modelo del mar Adriático, donde es igual al 10 % (Tabla 23).

A partir de los análisis de las *Linderman spine* se puede afirmar que en todos los ecosistemas modelados del mar Mediterráneo y del golfo de Cádiz la mayoría de los flujos se dan entre el TLI y el TL III., mayoritariamente entre TL I y TL II, mostrando la importancia del detrito y la producción primaria como fuentes de energía de los ecosistemas. También en la mayoría de los ecosistemas el mayor flujo hacia el detrito corresponde a los productores primarios, seguido del

TL II. Además, se observa un consumo elevado del detrito por parte del TL II. Finalmente, la mayor parte de las exportaciones del ecosistema se realizan en el TL III.

El nivel trófico de la comunidad (mTLco) presenta valores similares en los diferentes ecosistemas comparados (Tabla 23). Sin embargo, se observan valores un poco más altos en los ecosistemas del NAS, GoL y GoG. El valor más elevado proviene del modelo del DCS.

3.2.5. Indicadores del impacto de la actividad pesquera

En general los resultados de los modelos comparados muestran un alto impacto de la actividad pesquera en los diferentes ecosistemas, con elevadas capturas (Yt), con niveles tróficos medios de la captura (mTLc) medios-bajos y, en general, con elevados % de PPR (Tabla 23).

En los ecosistemas del Mediterráneo oriental (NAS) y central (NCAS, IS y GoG) la captura total es bastante inferior que la de los ecosistemas del Mediterráneo occidental (NWMS y SCS), a excepción del ecosistema del GoL, y la del ecosistema del golfo de Cádiz (Tabla 23).

Además, los valores del mTLc son más bajos en los ecosistemas del Mediterráneo occidental y en el del GoC que en los del Mediterráneo central y oriental, a excepción del ecosistema del NCAS, que presenta el valor más bajo (Tabla 23).

Finalmente, los valores de % de PPR (tanto desde los productores primarios como desde el TL = 1) presenta valores más elevados en el Mediterráneo occidental y el golfo de Cádiz que en el Mediterráneo oriental y central (Tabla 23).

3.3. RESULTADOS DE LAS SIMULACIONES PRELIMINARES

3.3.1. Simulaciones de reducción del esfuerzo pesquero por flota

1) Reducción del esfuerzo pesquero del 20% en la flota de arrastre (Escenario 1)

Bajo este escenario se observan beneficios muy evidentes en muchos grupos funcionales, sobre todo en los más impactados por este arte de pesca, que muestran un aumento significativo de su biomasa (Tabla 27, Figura 13). Estos son la cigala (g.f. 11), los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza juvenil (g.f. 25) y la faneca (g.f. 27). Así mismo, también se aprecia un fuerte aumento de la biomasa de la merluza adulta (g.f. 16), debido, en gran parte, a la disminución de la sobrepesca de crecimiento sobre esta especie.

Así mismo, se perciben impactos negativos sobre algunos grupos funcionales (reducción de su biomasa), entre los cuales destacar las rayas (g.f. 37), los peces demersales de talud (g.f. 32), las aves marinas (g.f. 49), las tortugas marinas (g.f. 48), la alacha (g.f. 42), el espadín (g.f. 43), los

cangrejos (g.f. 14) y los pequeños peces demersales de plataforma (g.f. 30) (Tabla 27). Estas disminuciones son debidas al aumento de la biomasa de sus depredadores (Tabla 15) y, en el caso de las tortugas y aves marinas, debido a una reducción de los descartes (Tabla 27). Destacar que la biomasa del plancton gelatinoso (g.f. 7), los cefalópodos (g.f. 17-20) en general y los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34) disminuye.

Además, se pone de manifiesto una mejora general en la captura de varios grupos funcionales impactados positivamente en su biomasa, entre los que destacan los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza adulta (g.f. 26) y la faneca (g.f. 27) (Tabla 27). Sin embargo la captura de otros grupos funcionales importantes económicamente disminuye, como la de los crustáceos (g.f. 10-14), los cefalópodos (g.f. 17-20), la bacaladilla (g.f.23), la merluza juvenil (g.f. 25), el congrio (g.f. 28) y los pequeños peces pelágicos (g.f. 38-40). Destaca también la disminución de la captura de los peces demersales pequeños de plataforma (g.f. 30) y los peces demersales de talud (g.f. 32). Esta disminución se debe a la reducción de la mortalidad por pesca sobre estos grupos y, en general, al aumento de la biomasa de sus depredadores.

Se observa una clara disminución de la captura de las dos flotas de arrastre del modelo ecológico y un aumento muy inferior de la captura de las otras flotas (Tabla 28).

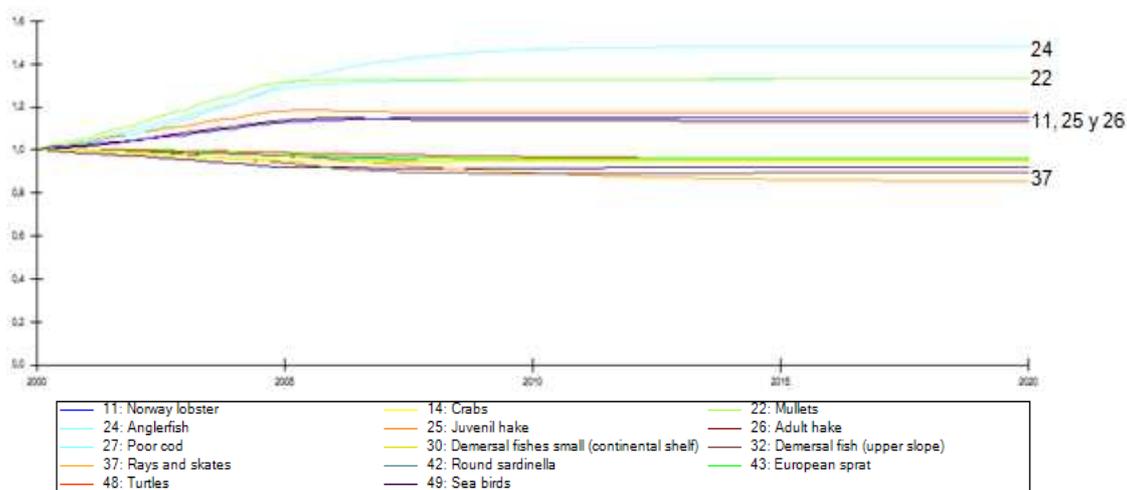


Figura 13. Resultados de la simulación de reducción de un 20% del esfuerzo pesquero de la flota de arrastre. En esta figura solo se muestran los grupos funcionales con una variación de su biomasa destacable (mayor al 10%).

2) Reducción del esfuerzo pesquero del 20% en la flota de cerco (Escenario 2)

Bajo este escenario se observan pocos resultados destacables. Se aprecia un aumento importante de la biomasa y de las capturas del atún rojo (g.f. 46) (Tabla 27, Figura 14). También se observa un pequeño aumento (igual o superior al 5%) en la biomasa de diferentes grupos funcionales,

como la faneca (g.f. 27), la sardina adulta (g.f. 41), la alacha (g.f. 42) y los grandes peces pelágicos (g.f.47).

Así mismo, se observa una pequeña disminución de la biomasa de muchos grupos funcionales (Tabla 27). Entre estos, destaca el de la anchoa (g.f. 38 y 39) y el del espadín (g.f. 43), que puede ser explicada por el aumento del atún rojo (g.f. 46) y los grandes peces pelágicos (g.f. 47), sus principales depredadores (Tabla 15). La reducción más importante la padecerían las tortugas marinas (g.f. 48), debido, en gran parte, a la disminución de los descartes (g.f.53).

Las dos flotas de cerco disminuirían sus capturas. Sin embargo, no se observan mejoras substanciales de la captura en las demás flotas, a excepción del palangre español (Tabla 28).

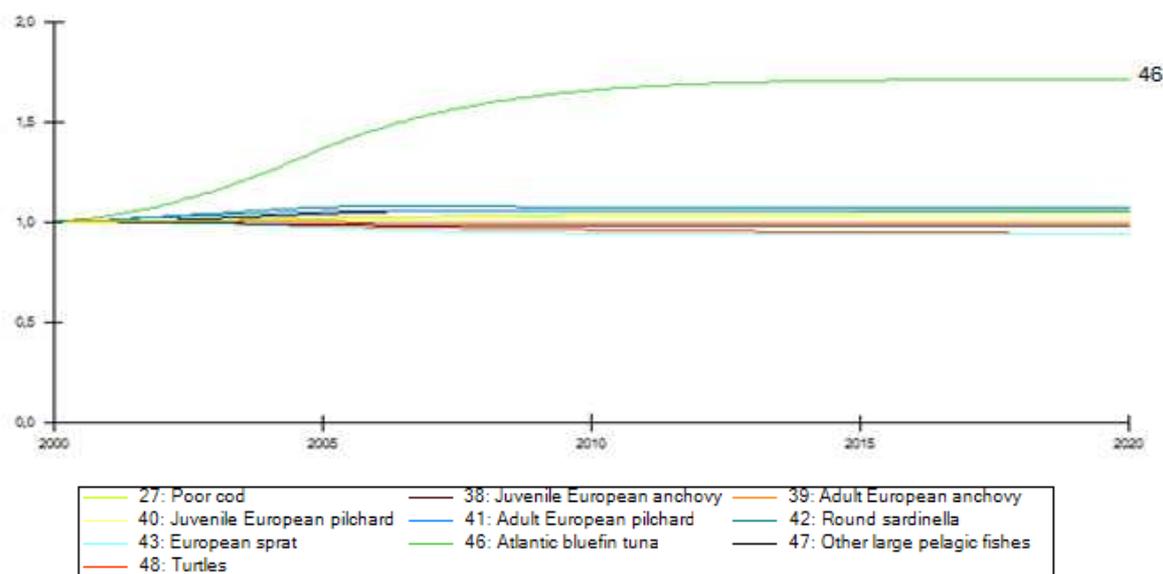


Figura 14. Resultados de la simulación preliminar de reducción de un 20% del esfuerzo pesquero de la flota de cerco. En esta figura solo se muestran los grupos funcionales que muestran una variación de su biomasa destacable.

3) Reducción del esfuerzo pesquero del 20% en la flota de palangre (Escenario 3)

En este escenario se observa un único aumento de biomasa destacable, que se da en el atún rojo (g.f. 46) (Tabla 27, Figura 15). Además, en algunos grupos funcionales se darían aumentos no significativos (< 1%) en la biomasa, por ejemplo en la merluza adulta (g.f. 26), en el congrio (g.f. 28) y las tortugas (g.f. 48), entre otros (Tabla 27). También se observan disminuciones no significativas (< 1%) en bastantes grupos funcionales (Tabla 27).

Finalmente, esta disminución del esfuerzo pesquero no tendría repercusiones en las otras flotas (variaciones inferiores al 1% de la captura por flota) pero sí en la flota de palangre (Tabla 28).

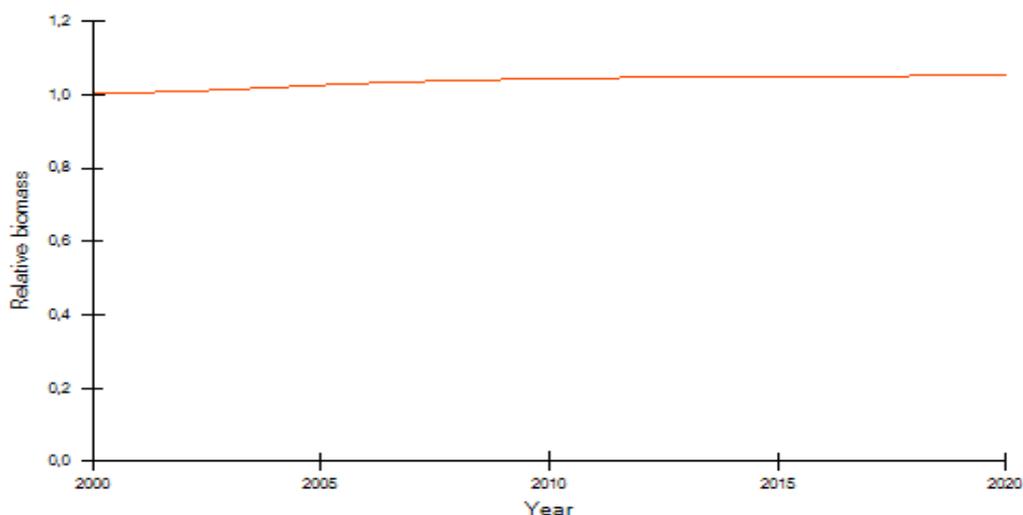


Figura 15. Resultados de la simulación preliminar de reducción de un 20% del esfuerzo pesquero de la flota de palangre. En esta figura solo se muestran la evolución de la biomasa del atún rojo, ya que es el único grupo funcional que muestra una variación destacable.

4) Simulación de reducción del esfuerzo pesquero combinada (Escenario 4)

Bajo este escenario, la biomasa de muchos grupos funcionales varía ampliamente. Se observan impactos positivos en la biomasa de muchos grupos funcionales (Tabla 27, Figura 16), de entre los cuales destaca la cigala (g.f. 11), los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza (g.f. 25 y 26), la faneca (g.f. 27), el congrio (g.f. 28), los tiburones demersales de plataforma (g.f. 35), el atún rojo (g.f. 46) y los grandes peces pelágicos (g.f. 47).

También se observan impactos negativos en la biomasa de muchos de los grupos funcionales (Tabla 27), de entre cuales destacan los peces demersales de talud (g.f. 32), las rayas (g.f. 37), el espadín (g.f. 43), las tortugas marinas (g.f. 48) y las aves marinas (g.f. 49). En la mayoría de estos casos esta reducción es debida al aumento de la biomasa de sus depredadores (Tabla 15) y, en el caso de las tortugas (g.f. 48) y aves marinas (g.f. 49), debido a una reducción importante de los descartes (g.f. 53) (Tabla 27). Destacar que la biomasa del plancton gelatinoso (g.f. 7), los cefalópodos en general (g.f. 17-20) y los peces bentopelágicos (g.f. 33) disminuye, de manera general, en un 3%.

En cuanto a la captura, se observa una disminución en la mayoría de los grupos funcionales, excepto en aquellos donde la biomasa ha aumentado de manera significativa, como es el caso de los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza adulta (g.f. 26), la faneca (g.f. 27) y el atún rojo (g.f. 46).

Finalmente, esta reducción de esfuerzo tendría impactos negativos en las flotas implicadas en ésta, sobre todo en la flota de arrastre (española y francesa) y a la flota de cerco española. La

flota artesanal se vería beneficiada, sobre todo la francesa, al igual que la flota recreativa (Tabla 28).

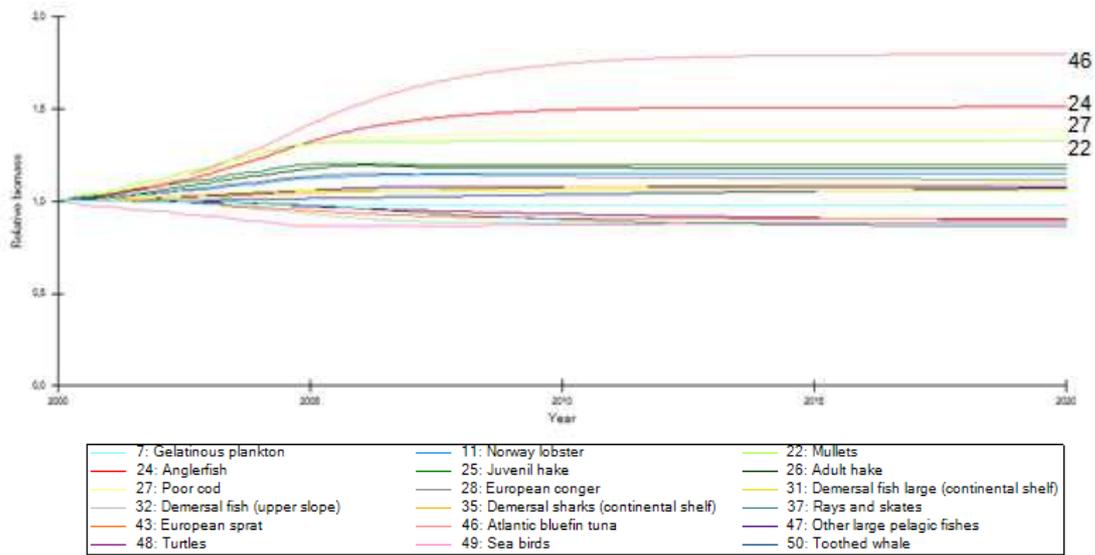


Figura 16. Resultados de la simulación preliminar de reducción de un 20% del esfuerzo pesquero de la flotas de arrastre, cerco y palangre. En esta figura solo se muestran los grupos funcionales que muestran una variación de su biomasa destacable

3.3.2. Simulación de aumento del esfuerzo pesquero (Escenario 5)

Bajo este escenario, que incluye un aumento del esfuerzo pesquero del 3,14% anual durante 20 años, la biomasa de la mayoría de las especies objetivo disminuye drásticamente (Tabla 27, Figura 17), alguna de las cuales tendría un elevado riesgo de extinguirse localmente. Estas especies son la cigala (g.f. 11), los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza (g.f. 25 y 26), la faneca (g.f. 27), el congrio (g.f. 28), los peces planos (g.f. 29), los peces demersales grandes de plataforma (g.f. 31), los jureles (g.f. 44), el atún rojo (g.f. 46), los grandes peces pelágicos (g.f. 47) y los delfines (g.f. 50). Además, se observan disminuciones significativas en los bivalvos y gasterópodos (g.f. 15), los cefalópodos bentónicos de plataforma (g.f. 17), los tiburones demersales de plataforma (g.f. 35) y la anchoa (g.f. 39) y sardina (g.f. 41) adulta. Cabe destacar que la disminución de la sardina y la anchoa adulta no es tan pronunciada como la de las otras especies objetivo debido a la disminución drástica de sus principales depredadores.

En cambio, la biomasa de especies con nivel trófico inferior como el micro- y mesozooplankton (g.f. 5), el plancton gelatinoso (g.f. 7), los decápodos reptantia (g.f.14), la salpa (g.f. 21), los pequeños peces demersales de plataforma (g.f. 30), los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34) y el espadín (g.f. 43), aumenta considerablemente. Además, aumenta la biomasa de los cefalópodos bentopelágicos de plataforma (g.f. 18), los cefalópodos bentónicos

de talud (g.f. 19), los peces demersales de talud (g.f. 32), las rayas (g.f. 37), las tortugas (g.f. 48) y aves marinas (g.f. 49).

Los resultados de esta simulación asociados a las capturas (Tabla 27) muestran una variación importante de las capturas de los diferentes grupos de interés comercial. De esta manera, se observa una disminución destacable de las capturas de los salmonetes (g.f. 22), el rape (g.f. 24), la merluza (g.f. 25 y 26), la faneca (g.f. 27), el congrio (g.f. 28), los peces planos (g.f. 29), los peces demersales grandes de plataforma (g.f. 31) y el atún rojo (g.f. 46), algunos de los cuales se extinguen comercialmente. En cambio, se observa un aumento destacable de la captura de los decápodos (g.f. 10-14), los bivalvos y gasterópodos (g.f. 15), los invertebrados bentónicos (g.f. 16), los cefalópodos (g.f. 17-20), la salpa (g.f. 21), la bacaladilla (g.f. 23), los peces demersales pequeños de plataforma (g.f. 23), los peces demersales de talud (g.f. 32), los peces bentopelágicos (g.f. 33) y mesopelágicos (g.f. 34), los tiburones demersales (g.f. 35 y 36), las rayas (g.f. 37), la anchoa (g.f. 38 y 39), la sardina (g.f. 40 y 41), la alacha (g.f. 42), el espadín (g.f. 43), los jureles (g.f. 44) y la caballa (g.f. 45). Además, aumentaría la captura accidental de especies protegidas.

Finalmente, se observa un aumento de la captura en todas las flotas, especialmente en la flota de cerco española y la flota recreativa, a excepción de la flota de palangre española (Tabla 28).

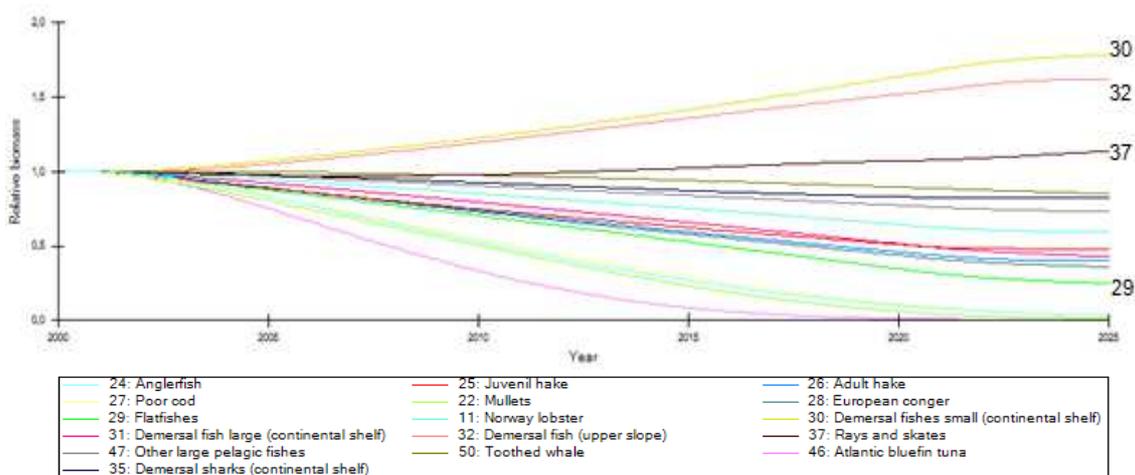


Figura 17. Resultados de la simulación preliminar de aumento del esfuerzo pesquero para toda la flota de un 3,14% anual. En esta figura solo se muestran los grupos funcionales que muestran una variación de su biomasa destacable.

Tabla 27. Coeficiente de Biomasa final / Biomasa inicial (Bf/Bi) y de Captura final / Captura inicial (Cf/Ci) para cada grupo funcional y escenario.

Group name	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4		Escenario 5	
	Bf/Bi	Cf/Ci	Bf/Bi	Cf/Ci	Bf/Bi	Cf/Ci	Bf/Bi	Cf/Ci	Bf/Bi	Cf/Ci
1 Phytoplankton	1,001		1,004		1,0001		1,01		0,98	
2 Benthic macrophytes	1,01		0,99		1,0004		1,01		0,88	
3 Seagrass	1,003		0,99		1,0001		1,002		0,98	
4 Microphytobenthos	1,004		0,99		1,00005		1,002		0,98	
5 Micro and mesozooplankton	0,99		0,98		0,99		0,98		1,11	
6 Macrozooplankton	0,99		0,99		1,0004		0,99		1,06	
7 Gelatinous plankton	0,99		0,98		0,99		0,97		1,13	
8 Annelids	1,001		1,005		1,0001		1,01		0,98	
9 Suprabenthos	1,000		1,002		1,0002		1,002		0,99	
10 Spottail mantis shrimp	1,05	0,90	0,99	0,99	0,99	0,99	1,05	0,90	1,07	1,74
11 Norway lobster	1,13	0,95	0,99	0,99	1,0002	1,0001	1,13	0,94	0,61	0,99
12 Red shrimp	0,97	0,82	0,99	0,99	0,99	0,99	0,97	0,81	1,12	1,82
13 Other shrimps	0,99	0,84	1,01	1,01	1,001	1,0004	0,99	0,84	1,05	1,71
14 Crabs	0,95	0,81	0,99	0,99	0,99	0,99	0,95	0,81	1,27	2,07
15 Bivalves-gastropods	1,004	0,99	1,01	1,01	1,001	0,990	1,02	1,01	0,85	1,39
16 Benthic invertebrates	0,99	0,99	1,002	0,998	0,99	0,990	1,00	0,99	1,01	1,65
17 Benthic cephalopods (continental shelf)	1,02	0,92	1,01	1,01	1,002	1,0003	1,03	0,93	0,82	1,33
18 Benthopelagic cephalopods (continental shelf)	0,97	0,83	1,01	1,01	0,99	0,99	0,98	0,83	1,16	1,89
19 Benthic cephalopods (upper slope)	0,96	0,89	1,01	1,01	0,99	0,99	0,96	0,89	1,14	1,86
20 Benthopelagic cephalopods (upper slope)	0,99	0,83	0,98	0,98	0,99	0,99	0,97	0,81	1,07	1,74
21 Salema	0,96	0,96	1,01	0,97	0,99	0,99	0,98	0,94	1,23	2,00
22 Mullets	1,29	1,09	0,99	0,99	0,99	0,99	1,29	1,09	1,53E-06	2,48E-06
23 Blue whiting	1,01	0,84	0,99	0,99	1,001	1,0004	1,00	0,84	1,03	1,68
24 Anglerfish	1,46	1,24	1,02	1,02	1,0003	1,0001	1,49	1,26	1,22E-04	1,98E-04
25 Juvenil hake	1,15	0,96	1,02	1,02	1,001	1,001	1,17	0,98	0,48	0,78
26 Adult hake	1,12	1,05	1,03	1,03	1,005	0,98	1,16	1,06	0,41	0,67
27 Poor cod	1,31	1,10	1,05	1,05	1,002	1,002	1,37	1,14	1,19E-04	1,94E-04
28 European conger	1,04	0,95	1,03	1,02	1,01	1,004	1,07	0,96	0,38	0,62
29 Flatfishes	1,02	0,95	0,99	0,99	1,0003	0,99	1,01	0,95	0,23	0,37
30 Demersal fishes small (continental shelf)	0,95	0,84	0,99	0,98	0,99	0,99	0,94	0,83	1,90	3,10
31 Demersal fish large (continental shelf)	1,04	0,96	1,02	1,01	1,001	0,99	1,06	0,96	0,37	0,60
32 Demersal fish (upper slope)	0,90	0,78	0,996	0,99	1,001	0,99	0,90	0,77	1,58	2,57
33 Benthopelagic fishes	0,96	0,87	0,99	0,94	1,001	1,001	0,95	0,82	1,28	2,08
34 Mesopelagic fishes	0,99	0,94	1,02	0,91	1,002	1,002	1,01	0,85	1,08	1,76
35 Demersal sharks (continental shelf)	1,07	0,92	1,03	1,03	1,002	1,001	1,10	0,94	0,81	1,32
36 Demersal sharks (upper slope)	1,004	0,88	1,01	1,01	1,002	0,99	1,01	0,88	1,06	1,73
37 Rays and skates	0,85	0,81	1,01	1,01	1,004	1,0005	0,86	0,82	1,27	2,06
38 Juvenile European anchovy	1,03	0,91	0,99	0,94	1,001	1,001	1,01	0,84	0,93	1,51
39 Adult European anchovy	1,04	0,94	0,999	0,93	1,001	1,001	1,04	0,86	0,83	1,35
40 Juvenile European pilchard	0,99	0,97	1,02	0,88	1,0001	1,00003	1,01	0,85	0,91	1,49
41 Adult European pilchard	0,99	0,96	1,05	0,92	1,0002	1,0001	1,05	0,87	0,79	1,29
42 Round sardinella	0,94	0,93	1,06	0,90	0,99	0,99	0,99	0,84	0,98	1,59
43 European sprat	0,95	0,79	0,94	0,94	0,99	0,99	0,89	0,74	1,49	2,43
44 Horse mackerel	1,03	0,93	0,99	0,94	0,99	0,99	1,02	0,87	8,64E-01	1,41
45 Mackerel	0,99	0,91	0,98	0,93	0,99	0,99	0,98	0,83	1,06	1,73
46 Atlantic bluefin tuna	1,03	1,03	1,68	1,51	1,05	1,04	1,76	1,56	1,15E-09	1,87E-09
47 Other large pelagic fishes	1,02	1,01	1,06	1,02	1,004	0,97	1,07	1,00	0,73	1,19
48 Turtles	0,94	0,92	0,93	0,93	1,01	0,99	0,88	0,85	1,10	1,79
49 Sea birds	0,93	0,93	0,98	0,98	1,001	0,89	0,91	0,81	1,19	1,93
50 Toothed whale	1,08	0,99	1,05	0,97	1,0003	1,0003	1,13	0,94	0,71	1,15
51 Baleen whales	0,99		0,99		1,002		0,99		1,04	
52 Detritus	1,001		1,003		1,0001		1,00		0,99	
53 Discards	0,95		0,95		1,0001		0,89		1,29	
54 By-catch	0,97		1,01		0,99		0,97		1,17	
Total	1,001	0,95	1,003	0,97	1,0001	1,0003	1,005	0,91	0,98	1,24

Tabla 28. Coeficiente de Captura final / Captura inicial para cada flota y escenario (Esc.).

	Esc. 1	Esc. 2	Esc. 3	Esc. 4	Esc. 5
Bottom trawl Spain	0,89	1,01	1,0002	0,90	1,17
Purse seine Spain	1,003	0,86	1,00	0,86	1,35
Long-line Spain	1,04	1,12	0,84	0,97	0,98
Artisanal Spain	1,03	1,03	1,002	1,06	1,19
Bottom/mid water trawl France	0,86	1,02	1,001	0,88	1,28
Purse seine France	1,002	0,92	1,005	0,93	1,18
Artisanal France	1,02	1,06	1,005	1,08	1,07
Recreational Spain	1,02	1,02	1,001	1,04	1,30
Total	0,95	0,97	1,0003	0,91	1,24

CAPITULO 4: DISCUSIÓN

4.1. Análisis del modelo Ecopath

4.1.1 Parametrización y equilibrio del modelo

La modelización ecológica del ecosistema explotado del Mediterráneo noroccidental, desde Toulon hasta el Cabo de la Nao (o modelo del NWMS), ha permitido caracterizar la estructura y funcionamiento del ecosistema y estimar el impacto de las diferentes flotas pesqueras en éste durante el período de inicios de los años 2000. Este ejercicio representa un esfuerzo considerable para integrar los datos biológicos disponibles de la zona en un formato coherente.

Cabe destacar que este no es el primer modelo ecológico realizado en la zona de estudio, ya que anteriormente se han desarrollado varios modelos en el mar Catalán (en el sur del mar Catalán, SCS, Coll et al., 2006a; y en el talud del mar Catalán, DCS, Tecchio et al., 2013) y en el golfo de León (GoL, Banaru et al., 2013). Sin embargo, los modelos del SCS y el GoL se centran en áreas relativamente pequeñas y los eventos hidrodinámicos indican una conectividad entre ambos modelos. Además, desde el punto de vista pesquero, hay stocks compartidos entre los dos países (Francia y España), como es el caso de la merluza y de la anchoa. Por lo tanto, el desarrollo del modelo del NWMS representa un claro avance en las posibilidades de análisis del ecosistema mediterráneo occidental.

De esta manera, a través del modelo del NWMS se podrán investigar más a fondo cuestiones como la productividad de la zona, la distribución y hábitat de los peces (Giannoulaki et al., 2011, 2013), la conectividad (Ospina-Alvarez et al., 2012) y la dinámica de la flota (CGPM, 2012), y analizar posibles escenarios de gestión pesquera común y/o Áreas Marinas Protegidas (AMP).

En general, la información disponible de la zona estudiada ha sido suficiente para parametrizar y permitir la modelización ecológica del ecosistema con una calidad aceptable. Esto queda reflejado en el valor del pedigrí del modelo, que es relativamente alto e indica que los datos utilizados en este modelo han sido de una calidad aceptable si se compara con la distribución de los valores del pedigrí de modelos existentes (Morissette, 2007). Además, el pedigrí del modelo del NWMS es comparable al de otros modelos del mar Mediterráneo (SCS; DCS; GoL; en el norte y centro del mar Adriático, NCAS, Coll et al., 2007; en el mar Jónico, IS, Moutolopoulos et al., 2013; en el norte del mar Egeo, NAS, Tsagarakis et al., 2010; en el golfo de Gabés, GoG, Hattab et al., 2013) y de la zona adyacente del océano Atlántico (en el golfo de Cádiz, GoC, Torres et al., 2013).

Sin embargo, se han identificado lagunas de información, sobre todo en los grupos funcionales de nivel trófico bajo. De esta manera, a medida que se vaya generando nueva información, el modelo puede modificarse y así, aumentar su calidad.

A partir de los datos iniciales del modelo y el proceso de equilibrio se puede destacar:

1. La información sobre el trofismo de las especies incluidas en el modelo es abundante. Sin embargo, parte de esta información procede de regiones de fuera de la zona de estudio (e incluso de regiones no mediterráneas). Otra parte de esta información se expresa inicialmente en porcentaje de número de presas, que implica su modificación mediante la ponderación a porcentaje en peso e introduce un nuevo factor de error (Christensen et al., 2008). Además, la información trófica sobre invertebrados es mucho menor e incluso en algunos casos es solo cualitativa, y la depredación sobre los productores primarios bentónicos y el plancton gelatinoso está muy poco estudiada. Esto es similar a lo que ya se observó con el desarrollo del modelo del SCS hace varios años, por lo cual, los esfuerzos para aumentar el conocimiento sobre la ecología trófica de las especies mediterráneas continua siendo importante. Cabe destacar, sin embargo, que la información sobre los peces pelágicos pequeños y medianos (Costalago, 2012; Buttay, 2009), y sobre algunas especies de tiburones y rayas demersales (por ejemplo, Calero, 2013; Navarro et al., 2013) ha aumentado en los últimos años.
2. Los datos de biomasa provienen de la zona de estudio. Sin embargo, se han encontrado fuertes limitaciones en este sentido, sobre todo en lo que se refiere a los productores primarios bentónicos (*Posidonia oceanica*, macrófitos y microfitobentos), el plancton gelatinoso y los diferentes grupos de invertebrados bentónicos (suprabentos, anélidos, bivalvos y gasterópodos e invertebrados bentónicos), ya que los datos de biomasa se han obtenido con métodos poco idóneos para el muestreo de estos organismos. Además, algunas especies del ámbito pelágico, como el espetón (*Sphyræna sphyræna*), la barracuda (*S. viridensis*), los tiburones pelágicos como la tintorera (*Prionace glauca*) y el pez luna (*Mola mola*) no se han podido incluir en el modelo por no disponer de datos sobre su biomasa.

La biomasa de algunos grupos funcionales se ha tenido que modificar durante el equilibrio del modelo. En los invertebrados los casos más destacables son el de la galera y el de los decápodos natantia (otras gambas) y el de los cefalópodos, que en general se ha aumentado en un orden de magnitud. En el caso de las especies ictiológicas los valores iniciales son bastante robustos, sobre todo en el hábitat pelágico. Sin embargo, en algunos casos se han tenido que realizar aumentos de biomasa considerables en el hábitat demersal, como por ejemplo en la salpa, la bacaladilla, la merluza juvenil, el congrio, los peces planos, los peces demersales pequeños y grandes de plataforma y los peces mesopelágicos y bentopelágicos.

Este hecho indica problemas en el muestreo de estos organismos con los artes de arrastre demersal y denota la necesidad de desarrollar estudios específicos sobre la capturabilidad de estos artes de pesca (King, 1995).

3. Los datos empíricos sobre producción (P/B) y consumo (Q/B) son escasos. Sin embargo, estos parámetros tienen menor incertidumbre asociada que la biomasa o la dieta, ya que dependen en gran medida de factores fisiológicos y ecológicos (Evans, 1998; Bond et al., 1999). Destacar que los valores de P/B obtenidos a partir de la ecuación de Arce (2006) y del modelo de Brey (2001) se han considerado subestimados. Esto puede ser debido a la inexactitud de los valores de “k” (coeficiente de crecimiento) en el caso de la ecuación de Arce y de los valores de peso medio adoptados para las diferentes especies en el caso del modelo de Brey.
4. La caracterización de la actividad pesquera ha requerido la reconstrucción de las capturas en el golfo de León con unas asunciones. Sin embargo, se ha considerado que con estas asunciones se obtiene un resultado más realista que asumiendo que la captura del *Reporte R3* (Demaneche et al., 2009), referente al año 2007, corresponde a la de los años modelados (2000-2003), ya que durante este periodo se ha producido un descenso notable de las capturas en la parte española del modelo.

Además, la información disponible a permitido caracterizar el descarte, que puede llegar a ser muy importante en varias flotas (Carbonell et al., 1998; Sánchez et al., 2004, 2007; Coll et al., In press), y la flota recreativa en la zona española, con un gran impacto en la zona (Gaudin y Young, 2007; Lloret et al., 2008). Sin embargo, en el presente modelo no se ha incluido la pesca IUU (que puede ser significativa en la zona de estudio, Coll et al., In press) ni la flota recreativa francesa. Esto puede representar un obstáculo en la comprensión de los impactos reales de la pesca sobre las especies, las comunidades y los ecosistemas marinos (Zeller y Pauly, 2007). No obstante, en un futuro se va a desarrollar un modelo ecológico adicional del NWMS teniendo en cuenta la pesca IUU a partir de los datos de Coll et al., (In press), con lo que se podrán comparar los resultados de los dos modelos.

4.1.2 Análisis ecológico a nivel de grupo funcional e interacciones tróficas

En general, los niveles tróficos (TL) calculados para las especies o grupos de crustáceos, invertebrados bentónicos, peces y mamíferos marinos son coherentes con los resultados obtenidos para el mar Mediterráneo en varios ecosistemas modelizados (Stergiou y Karpouzi, 2002; Coll et al., 2006 a, 2007; Tsagarakis et al., 2010; Banaru et al., 2013; Hattab et al., 2013; Tecchio et al., 2013). Sin embargo, los valores obtenidos para las tortugas y aves marinas son bajos. Esto es debido a que su dieta se basa, parcialmente, en los descartes, que se codifica

como un grupo de detritus en el modelo Ecopath y, consecuentemente, conduce a una subestimación del TL (Coll et al., 2006 a), como ya se ha observado en otros modelos. Además, los depredadores apicales identificados en el ecosistema del NWMS, que son los delfines, el rape, el atún rojo, la merluza adulta, los peces pelágicos de tamaño grande y el congrio están en concordancia con los obtenidos en otros modelos del mar Mediterráneo (SCS, GoL, DCS, NCAS, NAS, GoG) y del GoC.

En general, los valores de mortalidad natural (M) obtenidos en el modelo del NWMS están en concordancia con el rango de valores adoptados en diferentes evaluaciones de stock realizadas en la región (Leonart, 1990; García et al., 2011a, 2011b; Jadaud et al., 2011b) y en diferentes modelos ecológicos de la zona de estudio (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013; Tecchio et al., 2013). Sin embargo, se han observado diferencias en las M calculadas para la anchoa y sardina adulta y la merluza, ya que son más elevadas que las adoptadas en diferentes evaluaciones (Leonart, 1990; García et al., 2011a, 2011b; Jadaud et al., 2011a; García-Rodríguez et al., 2010). Esto también se puede observar en otros modelos ecológicos desarrollados en el ecosistema marino de la península Ibérica (Sánchez y Olaso, 2004, Coll et al., 2006a; Torres et al., 2013) y se explica por el hecho de que los modelos ecológicos recogen más ampliamente la mortalidad por depredación (M2) causada por los elementos del ecosistema que los métodos de evaluación tradicionales (Christensen, 1995; Christensen, 1998).

Por otro lado, la mayoría de los grupos presentan una mortalidad natural por otras causas no debidas a la depredación (MO) baja. Esto concuerda con otros modelos ecológicos de la zona de estudio (SCS, GoL) y sugiere que para estos grupos el modelo del NWMS es capaz de explicar gran parte de su dinámica poblacional. Sin embargo, algunos grupos presentan MO elevadas. Esto es debido a que presentan EE relativamente bajas, lo cual significa que no son consumidas en el ecosistema (depredación) o no son pescadas. Valores altos de MO se asocian a especies/grupos que pasan parte del tiempo fuera del área de estudio, como por ejemplo las aves marinas y los grandes peces pelágicos; que son muy abundantes, como los organismos planctónicos; o con información incompleta, como el plancton gelatinoso. Los depredadores apicales poco explotados también tienden a presentar valores elevados de MO. En el caso del plancton gelatinoso, este valor elevado de MO, se puede relacionar con la dificultad en su parametrización (Pauly et al., 2009), sobre todo en lo que se refiere a la depredación sobre este grupo, ya que existe escasa información sobre los posibles depredadores por la dificultad de identificación de estos organismos en los estudios de contenido estomacal (Stergiou y Karpouzi, 2002).

El análisis del MTI obtenido del NWMS pone de manifiesto la importancia de los grupos que forman la base de la cadena trófica (fitoplancton, el detritus, los grupos del zooplancton, el suprabentos y los grupos de invertebrados bentónicos). Estos grupos tienen un impacto positivo

destacable en muchos grupos con TL superior y pueden estar relacionados con interacciones de tipo *bottom-up* (Hunter y Price, 1992; Cury et al., 2001). Este análisis también muestra el impacto que los pequeños peces pelágicos (sobre todo la sardina y la anchoa) tienen sobre los niveles tróficos superiores e inferiores, lo que confirma un control de tipo *wasp-waist* (Cury et al., 2000) de estos organismos en el ecosistema mediterráneo. Además, se han observado, en menor medida, procesos de tipo *top-down* dentro del ecosistema, como el que se establece entre los delfines y los cefalópodos bentopelágicos, o entre los cefalópodos bentopelágicos y la sardina y la anchoa, confirmando a su vez el importante rol de los calamares y afines en el medio marino (Coll et al., 2013c; Navarro et al., 2013). Sin embargo, únicamente durante el proceso de calibración del modelo y el desarrollo de simulaciones dinámicas temporales mediante el módulo Ecosim se pueden evaluar las situaciones de control de flujos tróficos de forma cuantitativa.

Además, se han identificado algunas relaciones entre el dominio bentónico y el dominio pelágico. La relación entre las cadenas tróficas pelágicas y demersales se ha identificado en numerosos ecosistemas mediterráneos (por ejemplo, SCS y GoL). Este acoplamiento es característico de zonas de afloramiento (Monoley et al., 2005) y de ecosistemas altamente explotados de zonas templadas (por ejemplo, Sánchez y Olaso, 2004; Coll et al., 2006a; Tsagarakis et al., 2010; Banaru et al., 2013; Torres et al., 2013). Además, estas interacciones entre los dos dominios pueden afectar a la producción de peces demersales como resultado de cambios en la productividad primaria y la abundancia de zooplancton (Ware y Thomson, 2005), del mismo modo que cambios en la abundancia de los peces demersales pueden provocar efectos en cascada sobre los peces pelágicos (Frank et al., 2005). Por lo tanto, la existencia de estos vínculos refuerza la necesidad de establecer una gestión pesquera basada en el ecosistema en la zona de estudio y en el mar Mediterráneo en general.

Al comparar los dos índices de especies clave (KS) se observa que se han identificado las mismas especies clave: los delfines, los peces demersales grandes de plataforma, los cefalópodos bentopelágicos, los grandes pelágicos y la salpa. Sin embargo, según el método de Power et al., (1996), se sugiere además a las aves marinas y el rape como especies clave. Esto es debido al diferente peso que tiene la biomasa en el cálculo del índice, ya que el método de Power et al., (1996) tiende a sobreestimar la importancia ecológica de grupos con baja biomasa, tal como han resaltado algunos autores (Coll et al., 2013b). La mayoría de estas especies ya han sido identificadas como especies clave en ecosistemas mediterráneos (SCS, GoL, NCAS, IS, NAS y GoG), sin embargo, la salpa no. El modelo del NWMS muestra que esta especie tiene unos impactos grandes sobre los productores primarios pero no sobre los otros grupos y, por lo tanto, se puede estar sobreestimando su importancia dentro del ecosistema, a pesar de que en la realidad, la depredación sobre los productores primarios bentónicos puede ocasionar fuertes

impactos en los otros grupos, ya que estos sirven de alimentación y protección para muchas especies del ecosistema.

Algunos grupos con TLs bajos han sido identificados como grupos clave debido a su biomasa y su elevado impacto trófico. Sin embargo, estos grupos tienen un rol fundamental en el ecosistema debido a su abundancia y, por lo tanto, se pueden definir como grupos estructuradores del ecosistema (Heymans et al., 2012; Coll et al., 2013b).

4.1.3 Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema

La suma de todos los flujos generados en el ecosistema del NWMS (TST) presenta un valor en concordancia de los otros modelos desarrollados en el mediterráneo occidental (SCS y GoL). Las diferencias tienen su origen en las características de los diferentes modelos. Así, el modelo del SCS presenta un valor superior porque el modelo es de tamaño pequeño pero se sitúa en una zona altamente productiva, en la plataforma asociada al delta del Ebro (Bosc et al. 2004). En cambio, el modelo del GoL presenta un valor inferior porque, aun siendo un modelo más grande que el del SCS, éste incluye una importante zona oligotrófica, ya que su rango batimétrico va desde los 0 m hasta los 2500 metros, a pesar de que el golfo de León es en general una zona altamente productiva por los aportes del río Ródano y el afloramiento de agua profunda (Bosc et al., 2004). De esta manera, si comparamos los TST por unidad de superficie de los modelos podemos apreciar que el modelo del NWMS y el GoL presentan valores parecidos (0,08 y 0,14 respectivamente) y el modelo del SCS presenta un valor mucho más grande (0,89), evidenciando las diferencias entre las zonas estudiadas.

Además, el valor de los TST del modelo del NWMS se ajusta al patrón de producción primaria del mar Mediterráneo (Bosc et al., 2004), ya que la comparación con otros ecosistemas mediterráneos muestra un gradiente longitudinal y latitudinal (Tabla 25).

De esta manera, el gradiente longitudinal es muy claro. Sin embargo, algunos ecosistemas del Mediterráneo central (NCAS y GoG) presentan valores parecidos a los del Mediterráneo occidental. Esto es debido a que representan zonas altamente productivas (Bosc et al., 2004) y a que los modelos solo incluyen la plataforma continental. Además, el ecosistema del NAS (Mediterráneo oriental) presenta un valor de TST superior al del IS (Mediterráneo central), ya que el ecosistema del NAS solo incluye la plataforma continental y el del IS incluye más área oligotrófica.

Por otro lado, el valor más elevado de TST corresponde al ecosistema del GoC y el valor más bajo al ecosistema del DCS. Esto es debido a la elevada productividad del ecosistema atlántico del golfo de Cádiz, por la entrada de aguas ricas en nutrientes procedente del Mediterráneo y a los aportes fluviales del Guadiana y del Guadalquivir (Vila et al., 2004; Ramos et al., 2012); y a

la baja productividad del segundo, debido a la naturaleza oligotrófica de las aguas profundas (Gage y Tyler, 1991).

El gradiente longitudinal (norte-sud) aparentemente no existe. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el único modelo desarrollado en el sur del mar Mediterráneo hasta la fecha (GoG) se encuentra en una zona con una productividad elevada (Bosc et al., 2004) y incluye solamente la plataforma continental (Hattab et al., 2013). Así, comparando los valores del presente estudio (NWMS), que incluye áreas oligotróficas y eutróficas, con los del modelo del GoG, se podría intuir un cierto gradiente norte-sur, ya que a pesar de las diferencias en el rango batimétrico modelizado, el modelo del presente estudio tiene una TST parecida. Los otros ecosistemas del norte del Mediterráneo no se pueden comparar en este aspecto, ya que o bien son de tamaño pequeño (SCS, NAS, DCS), se encuentran en zonas relativamente eutróficas pero incluyen también aguas profundas (GoL) o se encuentran en zonas muy oligotróficas y con un rango batimétrico muy superior (IS). Este hecho queda también patente en la mayor TST en el modelo del SCS que en el del GoG (ambas zonas productivas), a pesar de que el modelo del SCS incluye un mayor rango batimétrico, pero hay que tener en cuenta las diferencias de área modelizada. Así pues, se necesita un mayor número de modelos desarrollados en zonas del sur del Mediterráneo para poder analizar el gradiente longitudinal con indicadores ecológicos.

La biomasa total del modelo del NWMS, excluyendo el detrito, presenta también un valor que se ajusta al patrón de productividad del Mediterráneo (Bosc et al., 2004). Por un lado es inferior a la de los otros modelos del Mediterráneo occidental (SCS y GoL) debido a que en el presente modelo se incluye más área oligotrófica que en los otros y a que en el modelo del GoL la biomasa de la *Posidonia oceanica* y la bacaladilla presentan valores excesivamente elevados (9,35 y 4,5 t·km⁻²·año⁻¹ respectivamente). En cuanto a los otros modelos, los valores de la biomasa excluyendo el detrito sigue un patrón similar al de los TST.

Además, los resultados de las biomásas, excluyendo el detrito, y los flujos tróficos, en términos de consumo y producción, muestran que el ecosistema del NWMS está dominado por el compartimento pelágico, donde los organismos del plancton y los pequeños peces pelágicos tienen un destacado papel en el ecosistema. Esto también se puede observar en otros modelos ecológicos desarrollados en el Mediterráneo (SCS, GoL, NCAS, NAS y GoG) y en la zona atlántica adyacente (GoC). De igual forma juegan un papel muy importante los anélidos, ya que realizan un importante papel en cuanto a la canalización de la energía desde el detrito hacia TLs superiores, tal como se observa en otros modelos ecológicos comparados (SCS, GoL Y GoG).

Los resultados del modelo del NWMS muestran también como los flujos totales en el ecosistema decrecen con el aumento del TL, por lo que está en línea con la teoría ecológica (Lalli y Parsons, 1993). La eficiencia de transferencia media (TE) obtenida en el modelo del

NWMS se encuentra entre los valores comunes registrados en otros ecosistemas acuáticos (Odum, 1971; Pauly y Christensen, 1995). Sin embargo, el valor obtenido es mayor a la media descrita (10%), al igual que los obtenidos en los demás ecosistemas mediterráneos, a excepción del ecosistema del NCAS, indicando claramente el carácter oligotrófico del Mediterráneo, ya que los ecosistemas de afloramiento, en contraste con los ecosistemas oligotróficos, presentan valores bajos de TE (Shannon et al., 2003, Coll et al, 2006b). Además, la TE media de la red trófica de los productores primarios (15,4%) es mayor que la TL de la red trófica detritívora (13,3%), indicando que el ecosistema se encuentra más limitado por la producción primaria que por el detrito (Shannon et al., 2003).

La disminución de las TE a medida que aumentan los TL es una característica común de los ecosistemas acuáticos y se atribuye a las ineficiencias de la cadena trófica (Lalli y Parsons, 1993). Sin embargo, en el NWMS, se observa un aumento de la TE entre TL III y TL IV, tal como se ha descrito en el modelo del SCS, NCAS y GoC. Esto podría ser debido al impacto de la pesca en los niveles tróficos superiores, dado que una captura o depredación elevada resulta en una TE elevada (Coll et al., 2009).

En el modelo del NWMS se puede observar que los flujos desde el detrito hacia el TLII tienen una importancia similar a los flujos desde los productores primarios hacia el TLII. Esto pone de relieve un acoplamiento importante entre el fitoplancton y los invertebrados bentónicos vía detrito. Esto confirma los resultados obtenidos en otros ecosistemas mediterráneos (SCS, NCAS y GoG). Además, dado que la red microbiana no se ha incluido en el modelo del NWMS de forma directa, pero sí indirectamente dentro de la dinámica del detrito, y a que una parte de la dieta del micro- y el mesozooplancton se basa en esta, una fracción importante de los flujos desde el detrito hacia el TLII podrían estar relacionados con la red trófica microbiana. Además, un aspecto importante sobre el acoplamiento bentónico-pelágico es que los grupos del plancton contribuyen de manera significativa al compartimento del detritus, tal como se describió en los ecosistemas del SCS, NCAS, NAS, GoG y GoC. Así pues, la relación detrito - TLII parece ser una vía trófica esencial en el funcionamiento del ecosistema marino Mediterráneo.

El nivel trófico medio de la comunidad (mTL_{co}) según el modelo del NWMS es bajo y está en concordancia con los resultados de otros modelos del Mediterráneo (SCS, GoL, NCAS, IS, NAS y GoG), lo que evidencia la importancia de los invertebrados bentónicos y los peces pelágicos pequeños en los ecosistemas mediterráneos.

Los índices relacionados con la teoría del desarrollo de los ecosistemas muestran que el ecosistema del NWMS se encuentra en un estado de desarrollo ecosistémico bajo (Odum, 1969, 1971; Chistensen, 1995a). El cociente Pp/R muestra que la energía producida en el ecosistema es mayor que la que se respira, como sucede en ecosistemas en desarrollo. Sin embargo,

Christensen y Pauly (1993) encontraron que la mayoría de los modelos Ecopath sobreestiman este valor cuando los organismos descomponedores, como las bacterias y los hongos, no se incluyen en el modelo. El cociente PP/B presenta un valor elevado, lo que indica un bajo nivel de acumulación de biomasa en el sistema en comparación con la productividad. Además, la producción neta del sistema (P_n) es elevada y el Índice de reciclaje de Finn (FCI) es bajo en ecosistemas en desarrollo (Odum, 1969), tal como sucede en el ecosistema del NWMS.

A su vez, los índices relacionados con la complejidad de la red trófica (SOI y PL) muestran valores bajos, indicando que el ecosistema se encuentra dominado por cadenas tróficas lineales, es decir, los consumidores se alimentan, de manera general, de un solo nivel trófico. Estos resultados están en concordancia con los resultados obtenidos en otros ecosistemas mediterráneos (SCS, NCAS, GoL y NAS) y en el ecosistema del GoC.

4.2 Indicadores del impacto de la actividad pesquera

Los resultados del presente estudio muestran que la actividad pesquera es un componente importante de la cadena trófica del ecosistema del NWMS. La captura total por unidad de superficie en el ecosistema del NWMS es alta y en concordancia con los valores del modelo del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a), indicando una explotación elevada del ecosistema. Sin embargo, presenta un valor muy superior a la del modelo del golfo de León (Banaru et al., 2013). Esto es debido a que el modelo del GoL no incluye una estimación completa de los descartes, ya que solo incluye los de la sardina y la caballa (Banaru et al., 2013). Esta estima es muy importante de cara a obtener un dato real de los impactos de la pesca (Zeller y Pauly, 2007), ya que pueden representar una captura importante e incluso elevada (Alverson et al., 1994; Coll et al., In press). Además, el valor del GoL está afectado por el elevado rango de profundidad de este modelo, ya que una parte importante del modelo incluye profundidades superiores a los 1000 m, donde no se pescan las principales especies capturadas (sardina y anchoa) y donde la flota de arrastre tiene prohibido pescar. Por lo tanto, la captura en este rango batimétrico es insignificante o incluso nula.

Además, la captura en el ecosistema del NWMS es superior a la de los ecosistemas del Mediterráneo central y oriental comparados en este estudio. Esto puede estar relacionado con el menor desarrollo de la flota y de la actividad pesquera en los países del Mediterráneo central y oriental (Bas, 2002) y con la menor calidad de las estadísticas pesqueras en estos países. En el caso del mar Adriático, donde sí que hay un mayor desarrollo de la flota y de la actividad pesquera (Bas, 2002), la captura es inferior. Esto puede ser debido a la dificultad a la hora de estimar las capturas reales, ya que se trata de un ecosistema con una área grande, la regulación y el registro de las capturas de Italia es ineficiente, y el ecosistema está explotado por varios países, lo que dificulta aún más la recolección de datos pesqueros fiables (Zeller y Pauly, 2007).

En el modelo del NWMS, el nivel trófico medio de la captura (mTLc) es bajo y presenta un valor parecido al de los otros ecosistemas del Mediterráneo occidental e inferior al de los ecosistemas del Mediterráneo central (IS, Moutolopoulos et al., 2013; GoG, Hattab et al., 2013) y oriental (NSA, Tsagarakis et al., 2010), a excepción del ecosistema del NCAS (Coll et al., 2007). En este caso, el valor es inferior al del resto de ecosistemas del Mediterráneo y se debe a la elevada captura de bivalvos y gasterópodos, organismo con TL bajo (TL = 2). Los resultados del mTLc en el NWMS evidencian que gran parte de la captura se realiza sobre los peces con TLs bajos, especialmente sardina y anchoa.

Las tasas de explotación (F/Z) son altas para numerosos grupos funcionales. El valor de F/Z para la sardina es mayor al punto de referencia de 0,4 recomendado para los pequeños peces pelágicos (Patterson, 1992) y la anchoa y la alacha presentan un valor cercano. Además, varios grupos funcionales demersales (salmonetes, rape, merluza juvenil, faneca, congrio, peces planos y peces demersales grandes de plataforma) presentan valores de F/Z más elevados que el punto de referencia de 0,5 propuesto por Rochet y Trenkel (2003). Además, el atún rojo presenta un valor muy elevado. Estos resultados corroboran desde una visión ecosistémica las evaluaciones de diferentes stocks en la zona de estudio, que indican la sobreexplotación de varios recursos en el Mediterráneo occidental, tanto demersales como pelágicos (por ejemplo, Palomera et al., 2008; Fernández, 2010; García et al., 2011b; García-Rodríguez y Pérez-Gil, 2012; Jadaud et al., 2012).

Los resultados por flota pesquera indican que las flotas actúan como depredadores apicales del ecosistema, impactando todos los TL explotables. La flota de arrastre, tanto española como francesa, es la que tiene un mayor impacto, tanto a nivel de amplitud de grupos como de intensidad en algunos de estos. La flota de cerco tiene un impacto muy destacado sobre los pequeños pelágicos y, en el caso de la flota francesa, sobre el atún rojo. En este sentido cabe destacar que en el caso de la flota de cerco francesa la captura de atún rojo se ha podido corregir, obteniendo unos datos más realistas. En cambio, en el caso de la flota de cerco española no se ha podido realizar una corrección de sus capturas para tener en cuenta la captura no declarada. La flota de palangre, artesanal, tanto española como francesa, y recreativa, tienen impactos menores, aunque la flota artesanal francesa tiene impactos destacables sobre algunas especies demersales y sobre el atún rojo, y la española sobre los grandes pelágicos.

Además, la pesca tiene un impacto negativo elevado en muchos depredadores (como el rape, la merluza, el congrio, los tiburones demersales, el atún rojo y los delfines). Esto también sucede en muchos ecosistemas marinos explotados (Myers y Worm, 2003). En cuanto a las especies protegidas, a pesar de que la captura accidental es baja, los efectos sobre estas especies son

desproporcionalmente elevados debido a sus bajas tasa de reproducción y al efecto de la flota sobre sus presas.

El rendimiento de la pesquería (GE) es elevado, superior al promedio mundial (0,0002) calculado a partir una amplia gama de ecosistemas marinos (Christensen et al., 2008) pero similar al de los otros ecosistemas del Mediterráneo (SCS, GoL, NCAS, IS, NAS y GoG) y del golfo de Cádiz. Los valores de producción primaria requerida para sostener la pesquería (%PPR) son elevados, comparables a los de los ecosistemas del Mediterráneo occidental (SCS y GoL) y del GoC y superiores a los de los ecosistemas del Mediterráneo central (NCAS, GoG y IS) y oriental (NAS), por lo que está en concordancia con el mayor desarrollo de la flota y la mayor captura en el Mediterráneo occidental y el golfo de Cádiz que en el Mediterráneo central y oriental.

Así pues, en general los resultados del modelo del NWMS en relación con el impacto de la pesca muestran un impacto elevado de la flota pesquera en el ecosistema. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el modelo actual desarrollado para el NWMS debe estar subestimando este impacto, ya que, por ejemplo, no incluyen los datos de la captura no declarada ni algunos impactos indirectos de la pesca como la destrucción del hábitat, las modificaciones de las propiedades físicas de los sedimentos del fondo marino, cambios químicos entre la columna de agua y el sedimento y cambios en los flujos de sedimentos por la pesca de arrastre (Turner et al., 1999; Pauly, 2010; Puig et al., 2012).

4.3 Simulaciones dinámicas temporales

La simulación preliminar realizada en este estudio para analizar el impacto de una reducción del esfuerzo en la flota de arrastre en el ecosistema del NWMS (García-Rodríguez et al.; 2008; Jadaud et al., 2008; Martín et al., 2009) muestra beneficios potenciales muy evidentes en diversos grupos funcionales, sobre todo en los más impactados por esta flota, como la merluza juvenil, el rape y los salmonetes. Además, también se observa un aumento de la biomasa de la merluza adulta, debido a la reducción de la mortalidad por pesca de la fracción juvenil. Sin embargo, también se observan impactos negativos, como el impacto sobre las rayas, los peces demersales de talud, las tortugas y las aves marinas. Estos resultados están en concordancia con los resultados obtenidos con el modelo estático Ecopath mediante el MTI, ya que se ha demostrado el impacto elevado de este arte sobre diferentes grupos funcionales y sobre el ecosistema en general. Esta reducción también tendría un impacto positivo sobre diferentes depredadores apicales del ámbito demersal y en general, sobre el ecosistema, ya que diferentes grupos indicadores de la salud del ecosistema (plancton gelatinoso, cefalópodos y peces mesopelágicos y bentopelágicos) verían reducidas sus abundancias. Además, se pone de manifiesto una mejora en la captura de varios grupos objetivo, como la merluza (juvenil y

adulta), los salmonetes, el rape y la faneca, con lo que la actividad pesquera, a largo plazo, podría resultar más rentable. Cabe destacar que tendencias similares se han observado en otros ecosistemas mediterráneos al aplicar una reducción sobre esta flota (Coll et al., 2008; Fouzai et al., 2012), ya que estos estudios mostraron una recuperación de las principales especies comerciales. Así pues, la implementación de esta medida de gestión podría ser considerada como una herramienta adecuada para la mejora de los stocks demersales de la zona de estudio y de los ecosistemas bentónicos en general.

La simulación de una reducción del esfuerzo en la flota de cerco muestra ciertos beneficios para algunos grupos funcionales del ámbito pelágico, sobretudo en el caso del atún rojo. Esto es debido a la elevada captura sobre esta especie por la flota francesa y a la mayor disponibilidad de presas. Sin embargo, la biomasa de la sardina y la alacha experimentan un pequeño aumento y la biomasa de la anchoa y el espadín una pequeña reducción. Estas tendencias son debidas al aumento de la depredación, ya que la biomasa de sus depredadores pelágicos (atún rojo, grandes pelágicos y cefalópodos bentopelágicos) aumenta y la de los depredadores demersales (por ejemplo, la merluza y el congrio) se mantiene o incluso aumenta ligeramente. Destacar que tendencias similares también se observaron en el mar Adriático al aplicar una reducción sobre esta flota (Fouzai et al., 2012). Además, en el modelo del NWMS la flota de arrastre francesa realiza una importante captura sobre la anchoa, por lo que la mortalidad por pesca sobre esta especie continuaría siendo elevada. Además, no se producen importantes mejoras en la captura de los grupos objetivo, a excepción del atún rojo, por lo que la actividad pesquera no se vería beneficiada, y las especies consideradas como indicadoras del ecosistema no se verían reducidas, a excepción del plancton gelatinoso, con una disminución muy pequeña. Así pues, la implementación de esta medida de gestión aportaría ciertos beneficios al ecosistema pero no sería adecuada para la mejora de los stocks de pequeños pelágicos.

La simulación de una reducción del esfuerzo en la flota de palangre (García-Rodríguez et al. 2008) no se traduce en un beneficio ecológico evidente. Además, la captura de los diferentes grupos sufre variaciones insignificantes, excepto para el atún rojo, donde aumenta ligeramente. Esto está en concordancia con la importancia de esta flota en la zona de estudio, ya que el tamaño de ésta y su captura son poco importantes. A pesar de esto, se observa un ligero aumento de la biomasa de la merluza adulta, del atún rojo y de los grandes pelágicos. De esta manera, se puede considerar que la implementación de esta medida de gestión por sí sola no aportaría ni beneficios ecológicos ni pesqueros destacables.

La simulación de una reducción del esfuerzo pesquero en las flotas de arrastre, cerco y palangre conjuntamente es la que muestra un beneficio ecológico y pesquero más evidente. Por un lado, en muchos grupos funcionales impactados fuertemente aumentaría su biomasa (por ejemplo, la

cigala, los salmonetes, el rape, la merluza (juvenil y adulta) y el atún rojo) y en los grupos indicadores del ecosistema disminuiría. Sin embargo, los peces pelágicos pequeños, no aumentarían de manera destacable, ya que, por un lado la mortalidad por pesca disminuiría pero por otro lado la mortalidad por depredación aumentaría. Además, muchos grupos funcionales comerciales se verían beneficiados, con lo que su captura aumentaría, excepto para los pequeños pelágicos. De esta manera, la actividad pesquera, en general, sería más rentable, ya que en general la captura de especies comerciales aumenta (por ejemplo, los salmonetes, el rape, la merluza adulta, la faneca y el atún rojo). Sin embargo, se observa una ligera reducción de la captura de merluza juvenil, congrio, cigala e importantes reducciones en la gamba roja, los cefalópodos, la anchoa, la sardina, los jureles y la caballa. Cabe destacar que tendencias similares también se observaron en el mar Adriático (Fouzai et al., 2012). Así pues, la implementación de esta medida de gestión podría ser considerada como una herramienta adecuada para la mejora de los stocks demersales de la zona de estudio y del ecosistema en general pero no para una mejora de los stocks de pequeños pelágicos.

Es interesante destacar que en todos los casos de reducción del esfuerzo de las diferentes flotas, la flota más beneficiada, en general, sería la flota artesanal. Esto es importante, ya que la flota artesanal, si bien desde el punto de vista de los desembarcos tiene escasa importancia, su importancia económica y social es considerable. Además, esta flota es considerada como selectiva y de bajo impacto en el medio marino, en comparación con otras modalidades. De esta manera, se tendrían que hacer políticas de gestión pesquera destinadas a su beneficio, a diferencia de las políticas actuales.

En cuanto a la simulación de aumento del esfuerzo, como era de esperar, muchos de los grupos funcionales objetivos disminuyen drásticamente, como por ejemplo, la merluza juvenil y adulta, el congrio, los peces planos y los grandes pelágicos; llegando incluso, en algunos casos, a tener un elevado riesgo de extinción local, como el rape, los salmonetes, la faneca y el atún rojo. Al disminuir estos grupos, las presas de estos aumentan, como los crustáceos, los cefalópodos y los peces bentopelágicos y mesopelágicos. En este caso, se ve un claro empeoramiento del ecosistema, ya que las especies indicadoras de la salud del ecosistema también aumentan. Además, la rentabilidad de la pesquería seguramente disminuiría, a pesar del aumento de la captura total, ya que la captura de los grupos demersales objetivo y el atún rojo disminuye drásticamente. Sin embargo, la captura de pequeños pelágicos aumenta considerablemente, debido a la reducción de la biomasa de sus presas. Cabe destacar, que la biomasa de las rallas y las tortugas y las aves marinas aumenta, a pesar del aumento de su captura. En el caso de las tortugas y las aves marinas es debido al aumento de los descartes, de los cuales se alimentan (Tomás et al., 2001; Oro, 1996; Oro et al., 1997, Arcos, 2001). Para las tortugas marinas estos resultados sorprenden, ya que su P/B es bajo, con lo que un aumento de la captura, tendría que

provocar una disminución de su biomasa, a pesar de que sus presas aumenten. En el caso de las rayas es debido a la reducción drástica de su principal depredador, el rape. Seguramente, estos resultados se deben a la poca información en determinados grupos funcionales y deberían ser analizados con detalle. En general, estos resultados están en línea con la degradación del ecosistema del sur del mar Catalán entre 1970 y principios de los 2000 como resultado del aumento del esfuerzo pesquero en estos años y los factores ambientales (Coll et al., 2008).

Las simulaciones realizadas en el presente trabajo muestran el riesgo de un continuo aumento del esfuerzo y la importancia de aplicar enfoque ecosistémico de la pesca en la zona de estudio, ya que las medidas tomadas para unas flotas determinadas tendrá un impacto directo sobre los grupos objetivo y un impacto indirecto sobre los otros.

En un futuro, el desarrollo del módulo temporal Ecosim (Walters et al., 1997; Christensen y Walters, 2004) puede contribuir a mejorar el modelo Ecopath del NWMS aquí desarrollado y a obtener resultados más realistas sobre el funcionamiento del ecosistema del NWMS. El módulo Ecosim también puede utilizarse para calibrar el modelo y, una vez incluidos los factores ambientales, que conjuntamente con la pesca tienen un impacto importante en la dinámica de los recursos marinos, explorar a fondo cómo los factores ambientales y la pesca afectarán al ecosistema en el futuro (Coll et al., 2008; Coll et al., 2009). Estos modelos calibrados pueden entonces ser muy útiles para analizar posibles escenarios de gestión sostenible de los recursos marinos (Fouzai et al., 2012).

Además, una versión calibrada y espacial de este modelo se podrá utilizar para analizar y comparar el impacto sobre el ecosistema marino que tendría la implementación de diferentes medidas de gestión en el tiempo y en el espacio, como la implementación de Áreas Marinas Protegidas (AMP). Por ejemplo, se podría investigar el impacto ecológico del Área de Pesca Restrictiva (FRA, por sus siglas en inglés) del golfo de León (Lleonart et al., 2008), el establecimiento de vedas para el cerco en zonas de reclutamiento y/o áreas de puesta de la anchoa, como la bahía de Roses, el golfo de Sant Jordi (Abad et al., 1998) y las desembocaduras del Ródano y del Ebro (Palomera et al., 2007), y la reducción del esfuerzo de las principales flotas pesqueras de la zona.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES

En este estudio se presenta un modelo de balance de masas que caracteriza el ecosistema del Mediterráneo noroccidental, desde Toulon hasta el Cabo de la Nao. Este modelo representa un claro avance en las posibilidades de comprender la estructura y funcionamiento del ecosistema del Mediterráneo Occidental respecto a modelos desarrollados anteriormente en la zona y ha permitido incluir conjuntamente la actividad pesquera española y la francesa en un contexto ecosistémico.

Las principales conclusiones del modelo del Mediterráneo noroccidental (2000-2003) son:

- El ecosistema está dominado por los niveles tróficos bajos, ya que en ellos se dan la mayor parte de los flujos tróficos. Los flujos desde el detrito y desde los productores primarios hacia el nivel trófico II tienen una importancia similar. Esto es debido a que un gran porcentaje de la producción primaria fluye hacia el detritus. En consecuencia, el detrito juega un papel muy importante en la canalización de la energía hacia niveles tróficos superiores, y la relación detrito – nivel trófico II parece ser una vía trófica clave en el ecosistema. Así pues, estos organismos podrían estar relacionados con situaciones de tipo *bottom-up*.
- La sardina y la anchoa representan las especies más importantes en términos de capturas y además, representan un eslabón clave en la red trófica en términos de consumo y en cuanto a los flujos entre los productores primarios pelágicos y los depredadores, con lo que podrían estar relacionadas con situaciones de flujos tróficos de tipo *wasp-waist*.
- Además, se han observado en menor medida, posibles procesos de tipo *top-down* asociados a los cefalópodos bentopelágicos y los delfines.
- El ecosistema se encuentra dominado por la fracción pelágica, pero se ha identificado un elevado acoplamiento bentónico-pelágico, ya que existen numerosos grupos funcionales del hábitat bentónico que se alimentan en el pelágico y viceversa.
- El ecosistema modelizado comparte varias características con otros ecosistemas del Mediterráneo y de la zona adyacente atlántica del golfo de Cádiz, como por ejemplo, la dominancia de la fracción pelágica del ecosistema, la importancia de los pequeños peces pelágicos y del detritus, la estrecha relación entre el hábitat pelágico y el demersal, la elevada eficiencia de transferencia de energía, el estado de desarrollo del ecosistema medio-bajo y, en general, los grupos funcionales clave y estructurales del ecosistema. Además, los resultados son lógicos teniendo en cuenta los patrones espaciales de productividad del mar Mediterráneo y del golfo de Cádiz.

- El impacto de la pesca es elevado y generalizado en toda la red trófica estudiada, lo que indica que el ecosistema está muy explotado y es poco probable que la pesca sea sostenible.
- La flota de arrastre es la que presenta un mayor impacto en el ecosistema, y más intenso en algunos grupos funcionales. El resto de flotas pesqueras muestran impactos importantes sobre sus especies objetivo.
- Las simulaciones de gestión han demostrado el riesgo de un continuo aumento del esfuerzo pesquero y la importancia de realizar una gestión integrada del ecosistema.
- La reducción del esfuerzo de pesca de la flota de arrastre, flota de cerco, o una reducción conjunta de las flotas de arrastre, cerco y palangre tendría un efecto beneficioso sobre el ecosistema y sobre la flota artesanal.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAD, R., MIQUEL, J.; IGLESIAS, M.; ALVAREZ, F. 1998. Acoustic estimation of abundance and distribution of anchovy in the NW Mediterranean. *Scientia Marina* 62 (1-2), 37-43.
- ABELLÓ, P.; CARTES, J. 1987. Observaciones sobre la alimentación de *Liocarcionus depurator* (L.) (Brachyura: Portunidae) en el Mar Catalán. *Inv. Pesq.* 51 (Supl. 1), 413-419.
- ABELLÓ, P. 1989. Feeding habits of *Macropipus tuberculatus* (Brachyura, Portunidae) off the Catalan coast (NW Mediterranean). *Misc. Zool.*, 13: 45-50.
- ABELLÓ, P.; SARDÀ, F. 1989. Some observations on the biology and fishery of *Squilla mantis* L. in the Catalan area (NW Mediterranean). In: E. A. FERRERO (ed.), *Biology of stomatopods*: 229-239. (Mucchi Ed., Moderna).
- ABELLÓ, P.; MARTÍN, P. 1993. Fishery dynamics of the mantis shrimp *Squilla mantis* (Crustacea: Decapoda) populations off the Ebro Delta (northwestern Mediterranean). *Fish. Res.*, 16: 131-145.
- ALBOUY, C.; MOUILLOT, D.; ROCKLIN, D.; CULIOLI, J. M.; LE LOC'H, F. 2010. Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 412: 207-221.
- ALDEBERT, Y.; RECASENS, L.; LLEONART, J. 1993. Analysis of gears interactions in a hake fishery: The case of the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Scientia Marina* 57, 207-217.
- ALDEBERT, Y.; RECASENS, L. 1996. Comparison of methods for stock assessment of European hake *Merluccius merluccius* in the gulf of Lion (Northwestern Mediterranean). *Aquatic Living Resources*, 9: 13-22.
- AGNEW, D. J.; PEARCE, J.; PRAMOD, G.; PEATHA, T.; WATSON, R.; BEDDINGTON, J.R.; PITCHER, T. J. 2009. Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *PLoS ONE* 4, 1-3.
- AGOSTINI, V. N.; BAKUN, A. 2002. "Ocean triads" in the Mediterranean Sea: Physical mechanisms potentially structuring reproductive habitat suitability (with example application to European anchovy). *Fisheries Oceanography*, 11(3):129-142.
- AHRENS, R. N.; WALTERS, C. J.; CHRISTENSEN, V. 2011. Foraging arena theory. *Fish and Fisheries*, 13 (1), 41-59.
- ALLEN, R. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 28: 1573-1581.
- ÁLVAREZ, F. 1990. La pesquería de arrastre para especies pelágicas en Tarragona. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía*, 87: 2-32.

- ÁLVAREZ DE QUEVEDO, I.; CARDONA, L.; DE HARO, A.; PUBILL, E.; AGUILAR, A. 2010. Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting lonlines. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 67.4: 677-685.
- ALVERSON, D. L.; FREEBERG, S. A.; MURAWSKI, S. A.; POPE, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper, 339. 235 pp.
- ALVES, D.M.; CRISTO, M.; SENDAO, J.; BORGES, T.C. 2006. Diet of the cuttlefish *Sepia officinalis* (Cephalopoda: Sepiidae) off the south coast of Portugal (eastern Algarve). J. Mar. Biol. Ass. U.K., 86: 429-436.
- AMARATUNGA, 1983. The role of cephalopods in the marine ecosystem. In Caddy J.F. (Ed.), Advances in assessment of world cephalopod resources. FAO Fisheries Technical Paper, Vol. 231, pp. 379-412.
- ANASTASOPOULOU, A.; KASPIRIS, K. 2008. Feeding ecology of the shortnose greeneye *Chlorophthalmus agassizi*, 1840 (Pisces: Chlorophthalmidae) in the eastern Ionian Sea (eastern Mediterranean). J. Appl. Ichthyol. 24 (2008), 170-179.
- ANATO, C.B.; MOHAMED, H.K. 1983. Regime alimentaire de *Boops boops* (Linné, 1758) et de *Sarpa Salpa* (Linné, 1758), poissons teleosteens sparides du golfe de Tunis. Rapp. Comm. int. Mer Médit., 28(5): 33-34.
- ANDREU-SOLER, A.; OLIVA-PATERNA, F. J.; TORRALVA, M. 2006. A review of length-weight relationships of fish from the Segura River basin (SE Iberian Peninsula). J. Appl. Ichthyol. 22, 295-296.
- ANTICAMARA, J.; WATSON, R.; GELCHU, A.; BEBLOW; PAULY, D. 2011. Global fishing effort (1950-2010): Trends, gaps, and implications. Fisheries Research 107, 131-136.
- ARCE, C. A. 2006. Nuevos estimadores de Mortalidad Natural en Invertebrados marinos de áreas de surgencia. M. Sc. Thesis. Universidad de Concepción, Chile. 35 pp.
- ARCOS, J.M. 2001. Balearic shearwater and fisheries. In: Foraging ecology of seabirds at sea: significance of commercial fisheries in the Northwest Mediterranean. Ph.D. tesis. Universitat de Barcelona, Departament de Biología Animal. 110 pp.
- ARCOS, J.; ORO, D. 2002 a. Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: a case study off the Ebro Delta (NW Mediterranean). Marine Biology 141(2): 277-286.
- ARCOS, J. M.; ORO, D. 2002 b. Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. Marine Ecology Progress Series 239: 209-220.
- ARCOS, J. M.; BÉCARES, B.; RODRÍGUEZ, B.; RUIZ, A. 2009. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife). Madrid.

- ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; DELESALLE, B.; SALVAT, B.; GALZIN, R. 1997. Trophic functioning of the Tiahura reef sector, Moorea Island, French Polynesia. *Coral Reefs*, 16: 231-246.
- ARRENGUÍN-SÁNCHEZ. 2000. Octopus-red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan, Mexico. *Ecological Modelling*, 129: 119-129.
- ASTRUC. 2005. Exploitation des chaînes trophiques marines de Méditerranée par les populations de cétaqués. Mémoire de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier. 188 pp.
- AUTERI, R.; MANNINI, P.; VOLPI, C. 1987. Biological parameters estimation of *Alloteuthis media* (Linnaeus, 1758) (Cephalopoda, Loliginidae) sampled off Tuscany coast. *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno* 8, 119-129.
- BAAMSTEDT, U.; KARLSON, K. 1998. Euphausiid predation on copepods in coastal waters of the Northeast Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 149-168.
- BADARACCO, M.T.; MOLINET, R. 1991. Flujos de material en el sistema demerso-pelágico del Golfo de Trieste, Edo Carabobo, Venezuela. M.Sc. Thesis. Universidad Simón Bolívar, 191 pp.
- BANARU, D.; MELLON-DUVAL, C.; ROOS, D.; BIGOT, J. L.; SOUPLET, A.; JADAUD, A.; BEAUBRUN, P.; FROMENTIN, J. M. 2013. Trophic interacciones in the Gulf of Lions ecosystem (NW Mediterranean) and fishing impact. *Journal of Marine Systems* 111-112 (2013) 45-68.
- BADOCK, J. 1970. The vertical distribution of mesopelagic fishes collected on the SOND cruise. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 50, 1001-1044.
- BARRANGUET, C.; PANTE-CUNY, M. R.; ALIVON, E. 1996. Microphytobenthos production in the Gulf of Fos, French Mediterranean coast. *Hydrobiologia* 333: 181-193.
- BARTON, A.J.; AGNEW, D. J.; PURCHASE, L.V. 2004. The Southwest Atlantic; achievements of bilateral management and the case for a multilateral arrangement. In *Management of shared fish stocks* (eds. A.I.L. Payne, C.M. O'Brien and S.I. Rogers), pp. 202-222. Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- BAS, C. 2002. El mar Mediterráneo: recursos vivos y explotación. *Ariel Ciencia*, 512 pp.
- BAS, C.; MAYNOU, F.; SARDÀ, F.; LLEONART, J. 2003. Variacions demogràfiques a les poblacions d'espècies demersals explotades: els darrers quaranta anys a Blanes i Barcelona. *Institut d'Estudis Catalans. Secció de Ciències Biologia*, 135: 1-202.
- BATTAGLIA, P.; ANDALORO, F.; CONSOLI, P.; ESPOSITO, V.; MALARA, D.; MUSOLINO, S.; PEDÀ, C.; ROMEO, T. 2012. Feeding habits of the Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L. 1758), in the central Mediterranean Sea (Strait of Messina).
- BAUM, J.; MYERS, J. R.; KEHLER, D. G.; WORM, B.; HARLEY, S. J. ; DOHERTY, P. A. 2003. Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. *Science* vol. 299: 389-392.

- BAUTISTA-VEGA, A.A.; LETOURNEUR, Y.; HARMELIN-VIVIEN, M.; SALEN-PICARD, C. 2008. Difference in diet and size-related trophic level in two sympatric fish species, the red mullets *Mullus barbatus* and *Mullus surmuletus*, in the Gulf of Lions (north-west Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biol.* 73, 2402-2420.
- BEAUBRUN, P. C. 1995. Atlas préliminaire de distribution de cétacés en Méditerranée. CIESM, Musée Océanographique de Monaco. 87 pp.
- BEDDINGTON, J. R.; AGNEW, D. J.; CLARK, C. W. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 1713-1716.
- BELDA, E.J.; SÁNCHEZ, A. 2001. Seabird mortality on lonline Fisheries in the Western Mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigating measures. *Biological Conservation* 98 (2001): 357-363.
- BELL, J.D; HARMELIN-VIVIEN, M.L. 1983. Fish fauna of french mediterranean *Posidonia oceanica* sagraass meadows. 2. Feeding habits. *Tethys*, 11(1):1-14.
- BELLIDO, J. M.; GARCÍA, E.; QUINTANILLA, L.; GIRÁLDEZ, A.; CERUSO, C.; ALEMANY, F.; IGLESIAS, M. 2009. Stock assessment of the sardine (*Sardina pilchardus*) stock of the Northern Spain.
- BERNÁRDEZ, C.; FREIRE, J.; GONZÁLEZ-GURRIARÁN, E. 2000. Feeding of the spider crab *Maja squinado* in rocky subtidal areas of the Ría de Arousa (northwest Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, pp 95-102.
- BERTRAND, J.A.; GIL DE SOLA, L.; PAPAConstantinou, C.; RELINI, G.; SOUPLET, A. 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*, 66 (Suppl. 2): 9-17.
- BETHOUX, J. P. 1980. Mean water fluxes across sections in the Mediterranean Sea, evaluated on the basis of water and salt budgets and observed salinities. *Oceanologica Acta* 3, 79-88.
- BEVERTON, R.; HOLT, J. 1956. The theory of fishing. *Sea Fisheries; Their Investigation in the United Kingdom*. Esward Arnold, London, UK (1956): 372-441.
- BEYER, J.E. 1998. Stochastic stomach theory of fish: An introduction. *Ecol. Model.* 114, 71–93.
- BILECENOGLU, M. 2009. Growth and feeding habits of the brown comber, *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758) in Izmir Bay, Aegean Sea. *ACTA ADRIAT.*, 50 (1): 105-110, 2009.
- BIGOT, J. L.; ROSS, D. 2007. Stock assessment of the anchovy (*Engraulis encrasicolus*) stock of the Gulf of Lions.
- BIGOT, J. L.; ROOS, D. 2009. Stock assessment of the anchovy (*Engraulis encrasicolus*) stock of the Gulfs of Lions.
- BIGOT, J.L.; ROOS, D; LE CORRE, G. 2010. Stock assessment of the sardine (*Sardina pilchardus*) stock of the Gulfs of Lions.

- BIGOT, J.L.; BOURDEIX, J. H. ROOS, D. 2011a. Stock assessment of the sardine (*Sardina pilchardus*) stock of the Gulfs of Lions.
- BIGOT, J.L.; BOURDEIX, J. H. ROOS, D. 2011b. Stock assessment of the anchovy (*Engraulis encrasicolus*) stock of the Gulfs of Lions
- BIGOT, J.L.; BOURDEIX, J. H.; ROOS, D.; SARAUX, C. 2012. Stock Assessment Form Small Pelagics in the Gulf of Lions.
- BOND, C.E.; MARSHAL, N.B.; BLAXTER, J.M.S. 1999. Biology of fishes. Stanley Thornes, United Kingdom.
- BOSC, E.; BRICAUD, A.; ANTOINE, D. 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as driven from 4 years of SeaWiFS observations. Global Biogeochem. Cycles 18.
- BRANDER, K. M. 2007. Global fish production and climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104, 19709–19714.
- BRANDER, K. M. 2010. Impacts of climate change on fisheries. Journal of Marine Systems 79.3 (2010): 389-402.
- BREY, T. 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A Virtual Handbook. <http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook>.
- BREY, T.; MÜLLER-WIEGMANN, C.; ZITTIER, Z.; HAGEN, W. 2010. Body composition in aquatic organism – a global data bank of relationships between mass, element composition and energy content. Journal of Sea Research 64: 334-340. (doi:10.1016/j.seares.2010.05.002).
- BREY, T. 2012. A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. Limnology and Oceanography Methods 10: 581-589. DOI: 10.4319/lom.2012.10.581.
- BRODERIK, A. C.; GLEN, F.; GODLEY, B. J.; HAYS, C. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. Oryx 36.3 (2002): 227-235.
- BRUNEL, P.; BESNER, M.; MESSIER, D.; POIRIER, L.; GRANGER, D.; WEINSTEIN, M. 1978. Le traîneau Macer-Giroq: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étagé de la petite faune nageuse au voisinage du fond. Inter. Rev. gesamten Hydrobiol., 63: 815-829.
- BUTTAY, L. 2009. Ecología trófica de los juveniles de jurel *Trachurus trachurus* y *Trachurus mediterraneus*. Trabajo de master Ciencias del mar. Gestión del medio marino.
- CABRAL, H.N. 2000. Comparative feeding ecology of sympatric *Solea solea* and *S. senegalensis*, within the nursery areas of the Tagus estuary, Portugal. Journal of Fish Biology (2000) 57, 1550-1562.

- CADÉE, G. C. 1984. Macrobenthos and macrobenthic remains on the oyster ground. North Sea. Neth. J. Sea Res. 18: 160-178.
- CADIOU, B.; PONS, J.-M.; YÉSOU, P. 2004. Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000). In Cadiou, B.; Pons, J.-M.; Yésou, P. (Eds). Editions Biotope, Mèze. 218 pp.
- CAHOON, L. B.; BERETICH, G. R.; THOMAS, C. J.; MCDONAL, A. M. 1993. Benthic microalgal production at Stellwagen Bank, Massachusetts Bay, USA. Mar. Ecol. Prog. Ser. 102: 179-185.
- CALBET, A.; BROGLIO, E.; SAIZ, E.; ALCARAZ, M. 2002. Low grazing impact of mesozooplankton on the microbial communities of the Alboran Sea: a possible case of inhibitory effects by the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. Aquatic Microbial Ecology, 26: 235-246.
- CALBET, A.; SAIZ, E. 2005. The ciliate-copepod link in marine ecosystems. Aquatic Microbial Ecology, 38(2): 157-167.
- CALERO, L. 2013. Ecological aspects of the rare demersal shark *Dalatias licha* in the Western Mediterranean. Tesina de master. Universitat de Barcelona.
- CALLOCA, F.; CARPENTERI, P.; BALESTERI, E.; ARDIZZONE, G.D. 2004. A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). Marine Biology 145, 1129-1142.
- CALLOCA, F.; CARDINALE, M.; MAYNOU, F.; GIANNOULAKI, M.; SCARCELLA, G.; JENKO, K.; BELLIDO, J.M.; FIORENTINO, F. 2013. Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. Fish and Fisheries, 2013, 14, 89-109.
- CALVÍN CALVO, J. C. 1995. El Ecosistema Marino Mediterráneo. Guía de su Flora y su Fauna. Edición Juan Carlos calvín Calvo, La luna de Madrid. 797 pp
- CAMMEN, L.M. 1980. Ingestion rate: An Empirical Model for Aquatic Deposit Feeders and Detritivores. Oecologia (Berl.) 44, 303-310.
- CAMMEN, L. M. 1987. Polychaeta. In Animal Energetics. Vol. 1. T. J. Pandian y F. J. Vernberg (Eds). Academic Press, San Diego.
- CAMPILLO, A. 1992. Les pêcheries françaises de Méditerranée: synthèse des connaissances. IFREMER RI DRV 92-019 RH/ Sete. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1125/>. 206 pp).
- CAMPO, D.; MOSTARDA, E.; CASTRIOTA, L.; SCARABELO, M.P.; ANDALORO, F. 2006. Feeding habits of the Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793) in the southern Tyrrhenian sea. Fisheries Research 81 (2006): 169-175.
- CAPRA, F. 1996. The web of life. Anchor Books. New York.

- CARBONELL, A.; MARTIN, P.; DE RANIERI, S.; TEAM, W. 1998. Discards of the Western Mediterranean Trawl Fleets. *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.* 35: 392-393.
- CARDONA, L.; REVELLES, M.; CARRERAS, C.; SAN FÉLIX, M.; GAZO, M.; AGUILAR, A. 2005. Western Mediterranean immature loggerhead turtles: hábitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* (2005) 147: 583-591.
- CAREFOOT, T. H. 1987. Gastropoda. In *Animal Energetics*. Vol. 2. T. J. Pandian y F. J. Vernberg (Eds). Academic Press, San Diego.
- CARRASÓN, M.; MATAILLANAS, J.; CASADEVALL, M. Feeding strategies of deep-water morids on the western mediterranean slope. *Deep-sea research vol 44*, 9-10: 1685-1699.
- CARRERAS, M.; COLL, M.; QUETGLAS, A.; MASSUTI, E.; OLIVER, P.; GOÑI, R.; IGLESIAS, M.; PASTOR, X.; CORNAX, M. J.; AGUILAR, R.; PAULY, D. 2013. Estimates of total fisheries removal for the Balearic Islands (1950-2010). Fisheries Centre Research Report.
- CARRASÓN, M.; MATAILLANAS, J. 1998. Feeding habits of *Alocephalus rostratus* (Pisces: Alepocephalidae) in the western Mediterranean Sea. *J Mar. Biol. Ass. U. K.* (1998), 78, 1295-1306.
- CARRASÓN, M.; MATAILLANAS, J. 2002. Feeding habits of *Cataetyx alleni* (Pisces: Bythitidae) in the deep western Mediterranean. *Sci. Mar.*, 66 (4): 417-421.
- CARTES, J.E. 1991. Análisis de las comunidades y estructura trófica de los crustáceos decápodos batiales del Mar Catalán. Universidad Politécnic de Catalunya. Tesis doctoral. 627 pp.
- CARTES, J.E. 1993a. Feeding habits of oplophorid shrimps in the deep Western Mediterranean. *Jour. Mar. Ass. U.K.* vol 73 (1), 193-206.
- CARTES, J.E. 1993b. Diets of deep-water pandalid shrimps on the Western Mediterranean Slope. *Marine Ecology Progress Series*. 96: 49-61.
- CARTES, J.E. 1993c. Diets of deep-sea brachyuran crabs in the Western Mediterranean Sea. *Marine Biology* 117, 449-457.
- CARTES, J.E. 1994. Influence of depth and season on the diet of the deep-water aristeid *Aristeus antennatus* along the continental slope (400 to 2300 m) in the Catalan Sea (western Mediterranean). *Mar. Biol.* 120, 639-648
- CARTES, J., SORBE, J. C.; SARDÀ, F. 1994. Spatial distribution and swimming activity of deep-sea decapods and euphausiids near the bottom in the Northwestern Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 179: 131-144.
- CARTES, J.; MAYNOU, F. 1998. Food consumption by bathyal decapod crustacean assemblages in the western Mediterranean: predatory impact of megafauna and the food consumption-food supply balance in a deep-water food web. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 233-246.

- CARTES, J.; MAYNOU, F. 2001. Trophodynamics of deep-water suprabenthic mysid *Boreomysis arctica* in the Catalan Sea (Western Mediterranean). Marine Ecology Progress Series, 211: 225-234.
- CARTES, J.E.; ELIZALDE, M.; SORBE, J.C. 2001. Contrasting life-histories, secondary production, and trophic structure of Peracarid assemblages of the bathyal suprabenthos from the Bay of Biscay (NE Atlantic) and the Catalan Sea (NW Mediterranean). Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 48.10 (2001): 2209-2232.
- CARWARDINE, M.; CAMM, M. 1998. Ballenas, delfines y marsopas. Guía visual de todos los cetáceos del mundo. Ediciones Omega, Barcelona. 255 pp.
- CASADEVALL, M.; MATALLANAS, J. 1990. Feeding habits of *Gnathophys mystax* (Delaroche, 1809) (Anguilliformes, Congridae) in the western Mediterranean. Journal of Fish Biology 37 (5), 827-829.
- CASADEVALL, M.; MATALLANAS, J.; BARTOLÍ, T. 1994. Feeding habits of *Ophichthus rufus* (Anguilliformes, Ophichthidae) in the western Mediterranean. Cybium. 18(4): 431-440.
- CASALE, P. 2011. Sea turtle by-catch in the Mediterranean. Fish and Fisheries, 2011, 12, 299-316.
- CASEY, J. M.; MYERS, R. A. 1998. Near extinction of large, widely distributed fish. Science 281, 690-692.
- CASINI, M.; HJELM, J.; MOLINERO, J. C.; LÖVGREN, J.; CARDINALE, M.; BARTOLINO, V.; BELGRANO, A.; 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.
- CASTILLO, S.; MENDO, J. 1987. In. The Peruvian Anchoveta and its Upwelling ecosystem: three decades of change (eds. D. Pauly and I. Tsukayama. ICLARM, Stud. Rev. 15, 109-116. (ICLARM, Manila, Philippines).
- CASTRO, B.G.; GUERRA, A. 1990. The diet of *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) and *Sepia elegans* (D'Orbigny, 1835) (Cephalopoda, Sepioidea) from the Ría de Vigo (NW Spain). Scientia Marina, 54(4): 375-388.
- CASTRO, J.J. 2013. La pesca, entre sus circunstancias y consecuencias. Textos Universitarios n. 42. Ed. Anroart.
- CATALANO, B.; DALÚ, M.; SCACCO, U.; VACCHI, M. 2007. New biological data on *Raja brachyura* (Chondrichthyes, Rajidae) from around Asinara Island (NW Sardinia, Western Mediterranean). Italian Journal of Zoology, 74:1.
- CFCM/ICCAT. 2008. Report of the joint GFCM/ICCAT meeting on small tunas fisheries in the Mediterranean.
- CFCM. 2012. Report of the fourteenth session of the Scientific Committee of the General Fisheries Commission for the Mediterranean.

- CHARTOSIA, N.; KITSOS, M.S.; TZOMOS, T.H.; MAVROMATI, E.; KOUKOURAS, A. 2010. Diet composition of five species of crabs (Decapoda, Brachyura) that show a gradual transition from marine to terrestrial life. *Crustaceana* 83 (10): 1181-1197.
- CHÉRIF, M.; BEN AMOR, M.M.; SELMI, S.; GHARBI, H.; MISSAOUI, H.; CAPAPÉ, C. 2011. Food and feeding habits of the red mullet, *Mullus barbatus* (Actinopterygii: Perciformes: Mullidae), off the Northern Tunisian coast (Central Mediterranean). *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41 (2): 109-116.
- CHEUNG, W. W. L.; LAM, V. W. Y.; SARMIENTO, J. L.; KEARNEY, K.; WATSON, R.; PAULY, D. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10, 235-251.
- CHEUNG, W. W. L.; WATSON, R.; PAULY, D. 2013a. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* vol 497, 365-368.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. 1992. ECOPATH II—A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61:169-185.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. In: ICLARMConf. Proc. Vol. 26, p. 390.
- CHRISTENSEN, V. 1995. Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecological Modelling*, 77: 3-32.
- CHRISTENSEN, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine Ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*, 53: 128-142.
- CHRISTENSEN, V.; GUÉNETTE, S.; HEYMANS, J. J.; WATERS, C. J.; WATSON, R.; ZELLER, D.; PAULY, D. 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries* 4: 1-24.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. 2004. Placing fisheries in their ecosystem context, an introduction. *Ecological Modelling*, 172 (2-4): 109-139.
- CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172: 109-139.
- CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C.; PAULY, D.; FORREST, R. 2008. Ecopath with Ecosim version 6. User Guide. November 2008. Lenfest Ocean Futures Project 2008. 235 pp.
- CHRISTENSEN, V., FERDAÑA, Z.; STEENBEEK, J. 2009. Spatial optimization of protected area placement incorporating ecological, social and economical criteria. *Ecological Modelling*, 220: 2583–2593.
- CHRISTY, F. T.; SCOTT, A. D. 1965. *The Common Wealth in Ocean Fisheries*. Baltimore: The John Hopkins Press.

- COCHRANE, K.; DE YOUNG, C. 2008. Ecosystem approach to fisheries management in the Mediterranean. UN Food Agric. Orga. Options Mediterranean Ser. 62: 71-85.
- COLL, M.; PALOMERA, I.; TUDELA, S.; SARDÀ, F. 2006a. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *Journal of Marine Systems* 59 (2006) 63-96.
- COLL, M.; SHANNON, L.; MONOLEY, C.L.; PALOMERA, I.; TUDELA, S. 2006b. Comparing trophic flows and fishing impacts of a NW Mediterranean ecosystem with coastal upwelling systems by means of standardized models and indicators. *Ecological Modelling* 198, 53-70.
- COLL, M.; SANTOJANNI, A.; PALOMERA, I.; TUDELA, S.; ARNERI, E. 2007. An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of ecosystem structure and fishing impacts. *Journal of Marine Systems* 67, 119-154.
- COLL, M.; PALOMERA, I.; TUDELA, S.; DOWN, M. 2008. Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978-2003. *Ecological Modelling* 217, 95-116.
- COLL, M.; PALOMERA, I.; TUDELA, S. 2009. Decadal changes in a NW Mediterranean Sea food web in relation to fishing exploitation. *Ecological Modelling* 220, 2088-2102.
- COLL, M.; PIRODDI, C.; STEENBEEK, J.; KASHNER, K.; BEN RAIS LASRAM, F.; AGUZZI, J.; ET AL. 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns and threats. *PLoS ONE* 5, e11842.
- COLL, M.; LIBRALATO, S. 2012. Contributions of food web modeling to the ecosystem approach to marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish and Fisheries*, 2012, 13, 60-88.
- COLL, M.; CURY, P.; AZZURRO, E.; Bariche, M.; Bayadas, G.; Bellido, J. M.; VALLS, A. 2013a. "The scientific strategy needed to promote a regional ecosystem-based approach to fisheries in the Mediterranean and Black Seas." *Reviews in Fish Biology and Fisheries* (2013): 1-20.
- COLL, M.; NAVARRO, J.; PALOMERA, I. 2013b. Ecological role, fishing impact and management options for the recovery of a Mediterranean endemic skate by means of food web models. *Biol. Conserv.* 157, 108-120.
- COLL, M.; NAVARRO, J.; OLSON, R.J.; CHRISTENSEN, V. 2013c. Assessing the trophic position and ecological role of squids in marine ecosystems by mean of food-web models. *Deep Sea Research*.
- COLL, M.; CARRERAS, M.; CORNAX, M. J.; MASSUTI, E.; MOROTE, E.; PASTOR, X.; QUETGLAS, A.; SÁEZ, R.; SILVA, L.; SOBRINO, I.; TORRES, M.A.; TUDELA, S.; HARPER, S.; ZELLER, D.; PAULY, D. In press. An estimate of the total catch in the Spanish Mediterranean Sea and Gulf of Cadiz regions (1950-2010). Fisheries Centre Research Report.

COLL, M.; CARRERAS, M.; CIÉRCOLES, C.; CORNAX, M. J.; MOROTE, E.; SAEZ, R. Submitted. Assessing fishing and marine biodiversity changes using fishers' perceptions: the Spanish Mediterranean and Gulf of Cadiz case study. PLoS ONE.

COLLIE, J. S.; HALL, S. J.; KAISER, M. J.; POINER, I. R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 200, 69: 785-798.

COLLOCA, F.; CARDINALE, M.; MAYNOU, F.; GIANNOULAKI, M.; SCARCELLA, G.; JENKO, K.; BELLIDO, J. M.; FORENTINO, F. 2011. Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries*, 14, 89-109.

COMPANY, J. B.; SARDÀ, F. 2000. Growth parameters of deep-water decapods crustaceans in the Northwestern Mediterranean Sea: a comparative approach. *Mar. Biol.* 136: 79-90.

CONOVER, R. J. 1966. Assimilation of organic matter by zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 11, 338-345.

CONSOLI, P.; ROMEO, T.; BATTAGLIA, P.; CASTRIOTA, L.; ESPOSITO, V.; ANDALORO, F. 2008. Feeding habits of the albacore tuna *Thunnus alalunga* (Perciformes, Scombridae) from central Mediterranean Sea. *Mar. Biol.* Vol. 155: 113-120

COOPER, J.; BORG, J.J.; BELDA, E.J.; PAPACONSTANTINO, C.; SÁNCHEZ, A. 2000. Mortalidad de aves marinas en palangres del mar mediterráneo y región Macaronésica: revisión y recomendaciones para el futuro. 6º Simposio Mediterráneo sobre aves marinas. Conferencia sobre pesquerías, productividad marina y conservación de aves marinas, Benidorm (Alicante),

11-15 de octubre de 2000.

COSTALAGO, D. 2012. Trophic ecology of small pelagic fish in the Mediterranean. PhD Thesis. Univeristat de Barcelona. 215 pp.

COULON, P.; JANGOUX, M. 1993. Feeding rate and sediment reworking by the holothuroid *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) in a Mediterranean seagrass bed off Ischia Island, Italy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92(1-2): 201-204.

CRISTO, M. 2000. Trophic ecology of the Norway Lobster *Nephrops norvegicus* (Crustacea: Nephropidae) in the Mediterranean and adjacent atlantic: diets, evacuation rates and daily rations. Universidade do Algarve. Tesis doctoral. 112 pp.

CURY, P.; BAKUN, A.; CRAWFORD, R. J. M.; JARRE, A.; QUINONES, R. A.; SHANNON, L. J. H.; VERHEYE, M. 2000. Small pelagic in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 603-618.

CURY, P.; SHANNON, L.; SHIN, Y.J. 2001. Functioning of Marine Ecosystems. Reykjavik Conference of Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland. 1-4 October 2001. 22 pp.

- CURY, P.; SHANNON, L. J.; ROUX, J.-P.; DASKALOV, G.; JARRE, A.; PAULY, D.; MOLONEY, C. L. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 430-442.
- CURY, P. M.; SHIN, Y. J.; PLANQUE, B.; DURANT, J.M.; FROMENTIN, J.M.; KRAMER-SCHADT, S.; STENSETH, N.C.; TRAVERS, M.; GRIMM, V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 338–346.
- CUSHING, D. H., HUMPHREY, G. H., BANSE, K.; LAEVASTU, T., 1958. Report of the committee on terms and equivalents. *Rapp. P.-V. ReÂun. Cons. Int. Explor. Mer*, 144: 15-16.
- DALSGAARD, J.; PAULY, D. 1997. Preliminary mass-balance moel of Prince William Sound, Alaska, for the pre-spill period, 1980-1989. *Fisheries Centrer Research Report*, 5 (2). 34 pp.
- DASKALOV, G. M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 53-63.
- DASKALOV, G. M.; GRISHIN, A. N.; RODIONOV, S.; MIHNEVA, V. 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (25) , 10518-10523.
- DE JUAN, 2007. Effects of commercial trawling activities on benthic communities from the NW Mediterranean Sea. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. 260 pp.
- DE JUAN, S.; CARTES, J.E.; DEMESTRE, M. 2007. Effects of commercial trawlinf activities in the diet of the flat fish *Citharus linguatula* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) and the starfish *Astropecten irregularis* (Echinodrmata: Asteroidea). *J. Exp. Mar. B*
- DE LA SERNA, J. M.; ALOT, E. 1990. Considerations relative to swordfish (*Xiphias gladius*) movements in Gibraltar Strait and other observations related to biology and reproduction. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, vol. 32 (2): 353-359.
- DE LA SERNA, J.M.; GODOY, M.D.; OLASO, I.; ZABALA, J.; MAJUELOS, E.; BÁEZ, J.C. 2012. Preliminary study on the feeing of Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Mediterranean and the Strait of Gibraltar area.
- DE LURY, D. B. 1947. On the estimation of biological populations. *Biometrics*, 3(4), 145-167.
- DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. (Eds). 1992. Handbook of the birds of th e world. Lynx. Barcelona.
- DELGADO, M. 1989. Abundance and distribution of microphytobenthos in the bays of Ebro Delta (Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29 (2), 183-194.
- DEMANACHE, S.; MERRIEN, C.; BERTHOU, P.; LESPAGNOL, P. 2009. Rapport R3 Méditerranée continentale, échantillonnage des marées au débarquement. Méthode d'élevation et evaluation des

captures et de l'effort de pêche des flottilles de la façade Méditerranée continentale sur la période 2007-2008. Programme P6 AESYPECHE "Approche écosystémique de l'halieutique" Project Système d'Informations Halieutiques SIH, IFREMER, France. 54 pp.

DEMESTRE, M.; SBRANA, M.; ALVAREZ, F.; SANCHEZ, P. 1997. Analysis of the interaction of fishing gear in *Mullus barbatus* fisheries of the Western Mediterranean. *Jornal of applied ichthyology* 13 (2), 49-56.

DUARTE, C.M. 1989. Temporal biomass variability and production/biomass relationships of seagrass communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 51: 269-276.

EVANS, D.H. 1998. *The physiology of fishes*. CRC Press, Boca Raton, NY.

ESTRADA, M. 1985. Deep phytoplankton and chlorophyll máxima in the Western Mediterranean. In. M. Moraitou-Apostolopoulou and V. Kiortsis (Eds.): *Mediterranean Marine Ecosystems*. Pp. 247-277.

ESTRADA, M. 1996. Primary production in the Northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60: 55-64.

EZZEDINNE-NAJAI, S.; EL ABED, A. 2001. Etude de la croissance de la seiche *Sepia officinalis* Linné, 1758 (Cephalopoda, Decapoda) de la région nord de Tunisie. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 36, 263.

FANELLI, E.; CARTES, J.E.; PAPIOL, V. 2012. Assemblage structure and trophic ecology of deep-sea demersal cephalopods in the Balearic basin (NW Mediterranean). *Marine and freshwater research*, 63, 264-274.

FAO. 1995. *Code of the conduct of responsible fisheries*. Rome. FAO, 41 pp.

FAO. 1997. *Review of the state of world fishery resources: Marine fisheries*. FAO Fisheries Circular No 920 FIRM/C920, Rome, 1997.

FAO. 2003. *The Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible fisheries 4, Suppl. 2. Roma. FAO 112 pp.

FAO. 2009a. *Climate Change implications for fisheries and aquaculture – Overview of current scientific Knowledge*. Rome, 2009.

FAO. 2009b. *La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca*. Supl. 2. Roma, 2009.

FAO. 2009c. *Rapport de la trente-troisième sesión de la Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM)*. Tunis, 23-27 Mars 2009. 132 pp.

FAO. 2012a. *La ordenación pesquera. 4. Las áreas marinas protegidas y la pesca*. FAO Orientaciones Técnicas para la pesca Responsable. Supl. 4. Roma. FAO 220 pp.

FAO. 2012b. *El estado mundial de la pesca y la agricultura 2012*. Roma, 231 pp.

- FARRUGIO, H.; OLIVER, P.; BIAGI, F. 1993. An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in the Mediterranean fisheries. *Scientia Marina*, 57(2-3): 105-119.
- FAUCHALD, K.; JUMARS, P. A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 17: 193-284.
- FEHRI-BEDOUI, R.; MOKRANI, E.; BEN HASSINE, O.K. 2009. Feeding habits of *Pagellus acarne* (Sparidae) in the Gulf of Tunis, central Mediterranean. *Scientia Marina* 73 (4): 667-678.
- FERNANDES, J. A.; CHEUNG, W. W. L.; JENNINGS, S.; BUTENSCHÖN, M.; MORA, L.; FRÖLICHER, T. L.; BARANGE, M.; GRANT, A. 2013. Modelling the effects of climate change on the distribution and production of marine fishes: accounting for trophic interactions in a dynamic bioclimate envelope model. *Global change biology* 19, 2596-2607.
- FERNÁNDEZ, A. 2008. Breve nota sobre el desarrollo histórico de la investigación pesquera. Instituto Español de Oceanografía. Mimeo.
- FERNÁNDEZ, A. M. 2010. Stock assessment of *Mullus barbatus* in the Northern Spain.
- FERNÁNDEZ, L.; FREIRE, J.; GONZÁLEZ-GURRIARÁN, E. 1995. Diel feeding activity of demersal fishes in the Ría Arousa (Galicia, NW Spain): an area of intense mussel raft culture. *Cah. Biol. Mar.* 36: 141-151.
- FINN, J.T. 1976. Measures of Ecosystem structure and functioning derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology*, 56: 363-380.
- FJELLAND, R. 2002. Facing the problem of Uncertainty. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 15: 155-169.
- FONT, J.; SALAT, J.; TINTORÉ, J. 1988. Permanent features of the circulation in the Catalan sea. In: H.J. Minas and P. Nival (eds.): *Pelagic Mediterranean oceanography*, *Oceanol. Acta*, 9: 51-5.
- FORCADA, J.; AGUILAR, A. 1996. Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean sea during the summer.
- FORCADA, J.; HAMMOND, P. 1998. Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research* 39: 313-325.
- FORCADA, J.; GAZO, M.; AGUILAR, A.; GONZALVO, J.; FERNÁNDEZ-CONTRERAS, M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 275: 275-287.
- FOUZAI, N.; COLL, M.; PALOMERA, I.; SANTOJANNI, A.; ARNERI, E.; CHRISTENSEN, V. 2012. Fishing management scenarios to rebuilt exploited resources and ecosystems of the Northern-Central Adriatic (Mediterranean Sea). *Journal of Marine Systems* 102-104, 39-51.

- FOWLER, S. W.; BENAYOUN, G.; SMALL, L.F. 1971. Experimental studies on feeding, growth and assimilation in a Mediterranean euphausiid. *Thalassia Jugoslava*, 7(1): 35-47.
- FRANK, K. T.; PETRIE, B.; CHOI, J. S.; LEGGETT, W. C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308(5728), 1621-1623.
- FRANQUESA, R.; GORDOA, A.; MINA, T.; NUSS, S; BORREGO, J. R. 2004. The recreational fishing in the Central and Western European Mediterranean frame. GEM-UB. Universitat de Barcelona. Available at <http://www.gemub.com/pdf/recreefao.pdf>: 15.
- FRÉON, P.; MISUND, O.A. 1999. Dynamics of Pelagics Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment. Blackwell Science, Oxford.
- FROGLIA, C.; GIANNINI, S. 1989. Field observations on diel rhythms in catchability and feeding of *Squilla mantis* (L.) (Crustacea, Stomatopoda) in the Adriatic Sea. In: Ferrero, E.A. (Ed.), *Biology of Stomatopods. Selected Symposia and Monographs U.Z.I.*
- FROESE, R.; BINOHLAN, C. 2003. Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 376-379.
- FROSE, R.; PAULY, D. Editors. 2013. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2013).
- FROMENTIN, J. M.; FONTENEAU, A.; RESTREPO, V. 2006. Ecosystem approach to fisheries: a brief overview and some considerations for its application in ICCAT. *Col. Vol Sci. Pap. ICCAT*, 59 (2): 682-689.
- GAGE J. D.; TYLER P.A. 1991. *Deep-sea biology: a natural history of organisms at the deep-sea floor.* Cambridge University Press, Cambridge, 504 pp.
- GARCÍA, S. M.; ZERBI, A.; ALIAUME, C.; DO CHI, T.; LASSERRE, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and Outlook. *FAO Fisheries Technical Paper.No. 443.* Rome, FAO, 71 p.
- GARCÍA, E.; IGLESIAS, M.; MIQUEL, J.; OÑATE, D.; DÍAZ, N.; TORRES, P.; TUGORES, P. 2008. Stock assessment of the anchovy (*Engraulis encrasicolus*) stock of the Northern Spain.
- GARCÍA, E.; BELLIDO, J. M.; TORRES, P.; QUINTANILLA, L.; GIRÁLDEZ, A.; ALEMANY, F.; IGLESIAS, M.; GONZALEZ, M. 2011a. Stock assessment of the anchovy (*Engraulis encrasicolus*) stock of the Northern Spain.
- GARCÍA, E.; BELLIDO, J. M.; TORRES, P.; QUINTANILLA, L.; GIRÁLDEZ, A.; ALEMANY, F.; IGLESIAS, M.; GONZALEZ, M. 2011b. Stock assessment of the sardine (*Sardina pilchardus*) stock of the Northern Spain.

GARCÍA-ROGRIGUEZ, M.; ESTEBAN, A. 1999. On the biology and fishery of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), (Decapoda, Dendrobranchiata) in the Ibiza Channel (Balearic Islands, Spain). *Sci. Mar.* 63 (1): 27-37.

GARCÍA-ROGRIGUEZ, M.; PÉREZ-GIL, J. L.; ESTEBAN, A.; BARCALA, E.; CARRASCO, N. 2008. Stock assessment of the hake (*Merluccius merluccius*) in the Northern Spain.

GARCÍA-ROGRIGUEZ, M.; PÉREZ-GIL, J. L.; BARCALA, E. 2009. Some biological aspects of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Decapoda, Dendrobranchiata) in the Gulf of Alicante (S: E. Spain). *Crustaceana*, 82(3):293-310.

GARCÍA-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ, A.; PÉREZ-GIL, J. L.; ESTEBAN, A. 2010. Stock assesment of the Hake (*Merluccius merluccius*) in the Northern Spain.

GARCÍA-ROGRIGUEZ, M.; PÉREZ-GIL, J. L. 2012. Stock assessment of the hake (*Merluccius merluccius*) in the Northern Spain.

GARTNER, J. V.; HOPKINNS, T. L.; BAIRD, R. C.; MILLIKEN, D. M. 1987. The lanternfishes (Pisces: Myctophidae) of the eastern Gulf of Mexico. *Fish. Bull.* 85 (1), 81–98.

GAUDIN, C.; YOUNG, C. 2007. Recreational fisheries in the Mediterranean countries: a review of existing legal frameworks. *Studies and Reviews. FAO-GFCM* 81: 104.

GAUDY, R.; YOUSSEF, F.; DIAZ, F.; RAIMBAULT, P. 2003. Biomass, metabolism and nutrition of zooplankton in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta* 26 (4), 357-372.

GENERALITAT DE CATALUNYA. 2013. <http://www20.gencat.cat/portal/site/DAR/menuitem.8ea90a68a0f0f53053b88e10b031e1a0/?vgnextoid=b9c85eee8da34110VgnVCM1000000b0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=b9c85eee8da34110VgnVCM1000000b0c1e0aRCRD>).

GENERALITAT DE VALENCIA. 2013. <http://www.agricultura.gva.es/ca/la-conselleria/estadisticas/datos-basicos-del-sector-agroalimentario/estadisticas>.

GIANNOULAKI, M.; PYROUNAKI, M.M.; LIORZOU, B.; LEONORI, I.; VALAVANIS, V.D.; TSAGARAKIS; K.; BIGOT, J.L.; ET AL. 2011. Habitat suitability modelling for sardine juveniles (*Sardina pilchardus*) in the Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography* 20: 367-382.

GIANNOULAKI, M.; IGLESIAS, M. TUGORES, M.P.; BONNANNO, A.; PATTI, B.; DE FELICE, A.; LEONORI, I; BIGOT, J.L. ET AL. 2013. Characterizing the potential habitat of European anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Mediterranean Sea, at different life stages. *Fisheries Oceanography* 22: 69-89.

GIBSON, R.N.; EZZI, I.A. 1979. Aspects of the biology of the spotted dragonet *Callionymus maculatus* Rafinesque-Schmaltz from the west coast of Scotland. *Journal of Fish Biology* 15: 555-569.

- GIRÁLDEZ NAVAS, A. 2008. Informe sobre el estado actual de los recursos de pequeños pelágicos en el Mediterráneo.
- GÓMEZ DE SEGURA, A.; TOMÁS, J.; PEDRAZA, S. N.; CRESPO, E. A.; RAGA, J. A. 2005. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation*, 2006, 9.2: 199-206.
- GÓMEZ DE SEGURA, A.; CRESPO, E. A.; PEDRAZA, S. N.; HAMMOND, P. S.; RAGA, J. A. 2006. Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Mar. Biol.* 150: 149-160.
- GOÑI, R.; QUETGLAS, A.; REÑORES, O. 2001. Diet of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Decapoda: Palinuridea) from the Columbretes Islands Marine Reserve (north-western Mediterranean). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 81, 347-348.
- GORELLI, G.; SARDÀ, F.; COMPANY, J. B. 2012. Stock assessment of the red shrimp (*Aristeus antennatus*) in GSA 6 (Northern Spain). SAC CFCM.
- GORELOVA, T.A.; KRASILNIKOVA, N.A. 1990. On the diet of *Maurolicus muelleri* in the vicinity of Seamounts Discovery, Nasca, and Mt. Africana. *Journal of Ichthyology*, 30(7): 42-52.
- GRANADEIRO, J.P.; MONTEIRO, LL.R.; FURNESS, R. W. 1998. Diet and feeding ecology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in the Azores, north-east Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 166: 267-276.
- GRANNIER, A. 1998. Les Cétacés de la Méditerranée nor-occidentale: nouveaux résultats sur leur distribution, la structure de leur peuplement et l'abondance relative des différentes espèces. *Mésogée*, 56: 3-19.
- GRAY, J.S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*.
- GUERAO, G. 1993. Feeding habits of the prawn *Processa edulis* and *Palaemon adspersus* (Crustacea, Decapoda, Caridae) in the Alfacs bay, Ebro Delta (NW Mediterranean). *Misc. Zool.* 17: 115-121.
- GUERRA, A. 1979. Fitting a von Bertalanffy expression to *Octopus vulgaris* growth. *Inv. Pesq.* 42(2), 351-364.
- GUILLÉN, J.; PALANQUES, A. 1997. A historical perspective of the morphological evolution in the lower Ebro river. *Environmental Geology* 30.3-4 (1997): 174-180.
- GRAHAM, M. 1935. "Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling." *Journal du Conseil* 10.3 (1935): 264-274.
- GRAHAM, W.M.; KROUTIL, R.M. 2001. Size-based prey selectivity and dietary shifts in the jellyfish, *Aurelia aurita*. *Journal of Plankton Research*, 23 (1): 67-74.

- HALL, S. J. 1999. The effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities. Fish Biology and Aquatic Resources. Series Blacwell Science. 274 pp.
- HARMELIN-VIVIEN, L.L.; KAIM-MALKA, R.A.; LEDOYER, M.; JOCOB-ABRAHAM, S.S. 1989. Food partitioning among socrpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. Journal of Fish Biology 34: 715-734.
- HATTAB, T.; BEN RAIS LASRAM, F.; ALBOUY, C. SALAH ROMDHANE, M.; JARBOUI, O.; HALOUANI, G. CURY, P.; LE LOC'H, F. 2013. An ecosystem model of an exploited South Mediterranean shelf (Gulf of Gabes, Tunisia) and comparison with other Mediterranean ecosystem properties. Journal of Marine Systems.
- HEYMANS, J.J.; COLL, M.; LIBRALATO, S.; CHRISTENSEN, V. 2012. Ecopath theory, modeling and application to coastal ecosystems. In: Wolanski, E.; McLusky, D.S. (Eds.) Treatise on Estuarine and Coastal Science. Elsevier, pp. 93-113.
- HILBORN, R.; WALTERS, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York.
- HULLEY, P.A. 1981. Results of the research cruise of FRV "Walter Herwig" to South America: LVII. Family Myctophidae (Osteichthyes, Myctophiformes). Heenemann, 1981.
- HUNTER, M.D.; PRICE, P.W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. Ecology, 73: 724-732.
- HUTCHINGS, J.; MYERS, R. A. 1994. What can be learned from the collapse of a renewal resource? Atlantic Cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 51: 2126-2145.
- HUXLEY, T. H. 1885. Inaugural Address Fisheries Exhibition. London 1883. The Fisheries Exhibition Literature Scientific Memoirs V.
- ICCAT, 2010. Report of the 2010 Mediterranean Swordfish Stock Assessment Meeting.
- ICCAT, 2011. Report of the 2011 ICCAT South Atlantic and Mediterranean Albacore Stock Assessment sessions.
- ICCAT, 2012. Report of the 2012 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. SCI-033/2012.
- IGLESIAS, J.; SÁNCHEZ, F. J.; OTERO, J. J. 1996. The Octopus (*Octopus vulgaris*): a candidate for aquaculture?. ICES Council Meeting Papers. ICES, Copenhagen (Denmark), 5 pp.
- INNES, S.; LAVIGNE, D.M.; EARLE, W. M.; KOVACS, K. M. 1987. Feeding rates of seals and whales. Journal of Animal Ecology, 56: 11 S-1 30.

- JACKSON, J. B. C.; KIRBY, M. X.; BERGER, W. H.; BJORNDAL, K.A.; BOTSFORD, L. W.; BOURQUE, B. J. BRADBURY, R. H.; COOKE, R.; ERLANDSON, J.; ESTES, J. A.; HUGHES, T. P.; KIDWELL, S.; LANGE, C. B.; LENIHAN, H.S.; PANDOLFI, J. M.; PETERSON, C. H.; STENECK, R.S.; TEGNER, M. J. WARNER, R. R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- JADAUD, A.; GUIJARRO, B.; MELLON, C.; VALLS, M.; FARRUGIO, H.; MASSUTÍ, E. 2008. Stock assessment of hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions. GFCM-SAC.
- JADAUD, A.; GUIJARRO, B.; MASSUTÍ, E.; FARRUGIO, H. 2011a. Stock assessment of the French-Spanish shared stock of hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions. GFCM-SAC.
- JADAUD, A.; GUIJARRO, B.; MASSUTÍ, E.; FARRUGIO, H. 2011b. Stock assessment of the French-Spanish shared stock of *Mullus barbatus* in the Gulf of Lions. GFCM-SAC.
- JADAUD, A.; GUIJARRO, B.; ROUYER, T.; MASSUTÍ, E. 2012. Stock assessment of the French-Spanish shared stock of hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions.
- JARRE, A.; PALOMARES, M. L.; SORIANO, M. L.; SAMBILAY, V. C.; PAULY, D. 1991. Some new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. 99-108 pp.
- JAVIDPOUR, J.; MOLINERO, J. C.; LEHMANN, A.; HANSEN, T.; SOMMER, A. 2009. Annual assessment of the predation of *Mnemiopsis leidy* in a new invaded environment, the Kiel Fjord (Western Baltic Sea): a matter of concern? *Journal of Plankton Research*, 31 (/): 729-738.
- JENNINGS, S.; KAISER, M. J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34, 201-351.
- JOHNS, B.; MARSALEIX, P.; ESTOURNEL, C.; VÉHIL, R. 1992. On the wind-driven coastal upwelling in the Gulf of Lions. *Journal of Marine Systems* 3, 309-320.
- JORGENSEN, S.E.; NIELSEN, S.N.; JORGENSEN, L.A. 1991. *Handbook of Ecological Parameters and Ecotoxicology*. Elsevier, Amsterdam. 1263 pp.
- KAISER, M. J.; COLLIE, J. S.; HALL, S. J.; JENNINGS, S.; POINER, I. R. 2002. Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. En Abstracts of papers presented at the Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001. FAO Fisheries Report.No. 658, Suppl. Rome, FAO.P 16.
- KARANI, I; KITSOS, M.S; CHARTOSIA, N.; KOUKOURAS, A. 2005. Diet composition of the penaeid shrimp, *Melicertus kerathurus* (Forsk., 1775) (Decapoda, Penaeidae) in the Aegean Sea. *Crustaceana* 78 (4): 385-396
- KELLEHER, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. *Fao fisheries technical paper*. 470: 134 pp.

- KHOURY, C. 1987. Ichtyofaune des herbiers de Posidonies du parc national de Port-Cros: composition, éthologie alimentaire et rôle dans le réseau trophique. PhD thesis, Université Aix-Marseille II, France.
- KING, M. 1995. Fisheries biology, assessment and management. Fishing News Books. Blackwell Science. 341 pp.
- KRUSTULOVIC, S.; VRGOC, V. 2009. Diet and feeding of the musky octopus, *Eledone moschata*, in the northern Adriatic Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 89, pp 413419
- LABAT, J. P.; CUZIN-ROUDY, J. 1996. Population dynamics of the krill *Meganyctiphanes norvegica* (M. Sars, 1857) (Crustacea: Euphausiacea) in the Ligurian Sea (NW Mediterranean Sea). Size structure, growth and mortality modeling. Journal of Plankton Research Vol. 18 (12), 2295-2312.
- LABROPOULOU, M.; ELEFThERIOU, A. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. Journal of Fish Biology, 50: 324-340.
- LABROPOULOU, M.; PAPADOPOULOU, S. 1999. Foraging behaviour Patterns of Four Sympatric Demersal Fishes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 49(A): 99-108.
- LALLI, C.M.; GILMER, R.W. 1989. Pelagic Snails. The biology of holoplanktonic gastropod mollusks. Stanford University Press. California. 259pp.
- LALLI, C.M.; PARSONS, T. R. 1993. Biological oceanography: an introduction. Pergamon Press, Oxford, 296 pp.
- LARAN, S.; DROUOT-DULAU, V. 2007. Seasonal variation of striped dolphins, fin- and sperm whales abundance in the Ligurian Sea (Mediterranean Sea). J. Mar. Biol. Ass. U.K., 87, 345-352.
- LARKING, P. A. 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 6, 139-164.
- LAURENT, L. 1991. Les tortues marines des côtes françaises méditerranéennes continentales. Faune de Provence (C.E.E.P.) 12, 76-90.
- LAURIANO, G.; PANIGADA, S.; CASALE, P.; PIERANTONIO, N.; DONOVAN, G.P. 2011. Aerial survey abundance estimates of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Pelagos Sanctuary, northwestern Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series Vol. 437: 291-302.
- LE MANACH, F.; DURA, D.; PERE, A.; RIUTORT, J. J.; LEJEUNE, P.; SANTONI, M. C.; CULIOLI, J. M.; PAULY, D. 2011. Preliminary estimate of total marine fisheries catches in Corsica, France (1950-2008). pp. 3-14. In: Harper, S. and Zeller, D. (eds.) Fisheries catch reconstructions: Islands, Part II. Fisheries Centre Research Reports 19(4). Fisheries Centre, University of British Columbia [ISSN 1198-6727].

- LIBRALATO, S.; PASTRES, R.; PRANOVI, F.; RAICHEVICH, S.; GRANZOTTO, A.; GIOVANARDI, O.; TORRICELLI, P. 2002. Comparison between the energy flow networks of two habitat in the Venice lagoon. *P.S.Z.N. Marine Ecology*, 23: 228-236.
- LIBRALATO, S.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological modelling* 195, 153-171.
- LINDEMAN, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23: 399-418.
- LINK, S. J.; ALMEIDA, P. F. 2000. An overview and history of the food web dynamics program of the Northeast Fisheries Science Center, Woods Hole, Massachusetts. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE 159, 1–60.
- LINK, J. S.; YEMANE, D.; SHANNON, L. J. ET AL. 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES Journal of Marine Science* 67, 787–795.
- LIPEJ, L.; MAVRIC, B.; RESEK, S.; CHÉRIF, M.; CAPAPÉ, C. 2011. Food and feeding habits of the blackspotted smooth-hound, *Mustelus punctulatus* (Elasmobranchii: Carcharhiniformes: Triakidae), from the northern Adriatic. *ACTA ICHTHYOLOGICA ET PISCATORIA* (2011) 41 (3): 171–177.
- LIPEJ, L.; MAVRIC, B.; PALISKA, D.; CAPAPÉ, C. 2012. Feeding habits of the pelagic stingray *Pteroplatytrygon violacea* (Chondrichthyes: Dasyatidae) in the Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*
- LLEONART, J. (Coord.). 1990. La pesquería de Cataluña y Valencia: descripción global y planteamiento de bases para su seguimiento. Informe final del proyecto 1989/3. CE-Dirección General de Pesca (XIV). Vol I-II. Barcelona.
- LLEONART, J. (Coordinador). 2001. Impact of Fishery and Environment on Hake recruitment in Northwestern Mediterranean. Final Report. EU FAIR CT-97-3522.
- LLEONART, J.; MAYNOU, F. 2003. Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Scientia Marina*, 67(Suppl. 2): 37-49.
- LLEONART J.; MAYNOU F.; RECASENS L.; FRANQUESA, R. 2003. A bioeconomic model for Mediterranean fisheries, the hake off Catalonia (western Mediterranean) as a case study. *Sci. Mar.* 67(Suppl.1): 337-351.
- LLEONART, J. 2005. Mediterranean and Black Sea. In: Review of the State of World Marine Fishery Resources. FAO Fisheries Technical Paper 457, pp. 49–64.
- LLEONART, J.; SALAT; OLIVAR; PUIG; MORANTA, J.; LE CORRE; SACHI; FRANQUESA, R.; TUDELA, S. 2008. Standard format for the submission of proposals for GFCM Fisheries Restricted Areas (FRA) in the Mediterranean: Continental slope of the Eastern Gulf of Lions.

- LLEONART, J. 2011. Los recursos pesqueros del mediterráneo. Quaderns de la Mediterrànea.
- LLEONART, J.; MAYNOU, F. 2012. La pesca a la Mediterrània occidental. In: Cury, P.; Miserey, Y. 2012. Una mar sense peixos. Barcelona. Institut d'Estudis Catalans.
- LLEONART, J.; MAYNOU, F.; SALAT, J. 2013. An analysis of fishing gear competition. Catalan Fisheries as case studies. *Scientia Marina*, 77 (1): 81-93.
- LLORET, J.; LLEONART, J.; SOLÉ, I.; FROMENTIN, J.M. 2001. Fluctuations of landings and environmental conditions in Northwest Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography*, 10(1):33-50.
- LLORET, J.; LLEONART, J. 2003. Recruitment dynamics of eight fishery species in the northwestern Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 66: 77-82.
- LLORET, J.; PALOMERA, I.; SALAT, J.; SOLÉ, I. 2004. Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebro River delta (northwestern Mediterranean). *Fisheries Oceanography*, 13 (2): 102-110.
- LLORET, J.; ZARAGOZA, N.; CABALLERO, D.; RIERA, V. 2008. Impacts of recreational boating on the marine environment of Cap de Creus (Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management*, 51(11), 749-754.
- LLORET, J.; FONT, T.; MUÑOZ, M.; CASADEVALL, M.; DEMESTRE, M.; MARTÍN, P.; SABATÉS, A.; GÓMEZ, S.; SOLÉ, I.; ZARAGOZA, N. 2012. Impacte del canvi climàtic sobre les reserves marines: L'Exemple del Cap de Creus. Fundació Abertis.
- MACKINSON, S.; OKEY, T.; VASCONCELLOS, M.; VIDAL-HERNANDEZ, L.; MAHMOUDI, B. (Eds). 2000. An ecosystem model of the West Florida Shelf for use in fisheries management and ecological research. Technical report. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute, St. Petersburg.
- MACPHERSON, E. 1980. Régime alimentaire de *Galeus melastomus* (Rafinesque, 1810) *Etmopterus spinax* (L., 1758) et *Scymnorhinus licha* (bonnaterre, 1788) en Méditerranée Occidentale. *Vie Milieu*, 30(2): 139-148.
- MACPHERSON, E. 1981. Resource Partitioning in a Mediterranean Demersal Fish Community. *Marine Ecology Progress Series*. Vol 4: 183-193.
- MADKOUR, F. F. 2011. Feeding ecology of the round sardinella, *Sardinella aurita* (Family: Clupeidae) in the Egyptian Mediterranean waters. *International Journal of Environmental Science and Engineering (IJESE)*, Vol.: 83-92.
- MAGRAMA. 2012a. Estrategia Marina. Demarcación Marina Levantino-Balear. Parte IV: Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 4: Redes tróficas. Evaluación inicial y buen estado ambiental.

MAGRAMA. 2012b. Estrategia Marina. Demarcación Marina Levantino-Balear. Parte IV: Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 1: Biodiversidad. Evaluación inicial y buen estado ambiental.

MAJKOWSKI, J. 1982. Usefulness and applicability of sensitivity analysis in a multispecies Approach to Fisheries management. In. D. Pauly y G.I Murphy (Eds.) Theory and management of tropical fisheries. ICLARM Conf. Proc., num. 9.

MALEJ, A. 1989. Behaviour and trophic ecology of the jellyfish *Pelagia noctiluca* (Forsskaal, 1775). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 126 (3), 259-270.

MAMOURIDIS, V.; CARTES, J. E.; PARRA, S.; FANELLI, E.; SAIZ SALINAS, J. I. 2011. A temporal analysis on the dynamics of deep-sea macrofauna: Influence of environmental variability off Catalonia coast (western Mediterranean). Deep-Sea Research I (2011) 323-37.

MARGALEF, R. 1968. Perspectives in Theoretical Ecology. The University of Chicago Press. Chicago – London. 111 pp.

MARGALEF, R. 1985. Introduction to the Mediterranean. In. Margalef, R. (Ed.). Key Environments: Western Mediterranean. Pergamon Press. New York. 362 pp.

MARTÍN, P.; RECASENS, L.; LLEONART, J. 2009. Stock assessment of hake (*Merluccius merluccius*) in the Northern Spain (Northern part).

MATALLANAS, J. 1980. Etude de l'alimentation d'*Ophidion barbatum* (Pisces, ophiidae) dans la mer catalane. Cybium 3(10): 81-89.

MATALLANAS, J. 1982a. Notes on the feeding habits of *Epigonus denticulatus* (Pisces, apogonidae) in the Catalan Sea (Western Mediterranean). Vie Milieu, 32(2): 77-81.

MATALLANAS, J. 1982b. Aspectos generales del régimen alimentario de *Macroramphosus scolopax* (Linnaeus, 1758) (Pisces, Macroramphosidae) en las costas catalanas (Mediterraneo occidental). Cahiers de Biologie Marine 23 (2), 243-252.

MATALLANES, J. 1982c. Feeding habits of *Scymnorhinus licha* in Catalan waters. Journal of Fish Biology, 20 (2): 155-163.

MAYNOU, F.; LLEONART, J.; CARTES, C. 2003. Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean. Fisheries Research, 60: 65-78.

MERCHÁN, M.; MARTÍNEZ, A. 1999. Tortugas de España. Biología, patología y conservación de las especies ibéricas, baleares y canarias. Antiquaria, Madrid. 398 pp.

MERRELLA, P.; QUETGLAS, A.; ALEMANY, F.; CARBONELL, A. 1997. Length-Weight relationship of fishes and cephalopods from the Balearic Islands (Western Mediterranean) . Naga, The ICLARM Quaterly, 20 (2-4): 66-68.

- MILLAR, R.H. 1971. The biology of ascidians. *Adv. mar. biol.* 9: 1-100.
- MILLOT, C. 1987. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta*, 10(2): 143-149.
- MILLOT, C. 1999. Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 20(1), 423-442.
- MILLS, C. E. 2001. Jellyfish blooms: are populations increasing globally in response to changing ocean conditions? *Hydrobiologia* 451, 55-68.
- MONOLEY, C.L.; JARRE, A.; ARANCIBIA, H.; BOZEC, Y.M.; NEIRA, S.; ROUX, J.P.; SHANNON, L.J. 2005. Comparing the Benguela and Humboldt marine upwelling ecosystems with indicators derived from inter-calibrated models. *ICES Journal of Marine Science* 62, 493–502.
- MORA, C.; MYERS, R.A.; COLL, M.; LIBRALATO, S.; PITCHER, T.J.; SUMAILA, R.U.; ZELLER, D.; WATSON, R.; GASTON, K.J.; WORM, B. 2009. Management effectiveness of the World's Marine Fisheries. *PLoS Biology* 7(6): e10000131.
- MORAT, F.; MANTE, A.; DRUNAT, E.; DABAT, J.; BONHOMME, P.; HARMELIN-VIVIEN, M.; LETOURNEUR, Y. 2011. Diet of the Mediterranean European shag, *Phalacrocorax aristotelis*, its ecological significance and interaction with local fisheries in the Riou Archipelago (Marseille, France). *Vieu et Milieu* 61 (2), 77-86.
- MORATO, T.; SOLÀ, E.; PITTA GRÓS, M.; MENEZES, G. 2001. Feeding habits of two congener species of seabreams, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus acarne*, off the Azores (Northeastern Atlantic) during spring of 1996 and 1997. *Bull. Mar. Scie.* 69(3): 1073-1087.
- MORENO, R.; MATA LLANAS, J. 1983. Étude du régime alimentaire de *Lepidotrigla cavillone* (Lacepède, 1801) (Pisces, Triglidae) dans la Mer Catalane. *Cybiuim*, 7(3): 93-103.
- MORENO-AMICH, R. 1992. Feeding habits of red gurnard, *Aspitrigla cuculus* (L. 1758) (Scorpaeniformes, Triglidae), along the Catalan coast (northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia* 228: 175-184.
- MORENO-AMICH, R. 1994. Feeding habits of grey gurnard, *Eutrigla gurnardus* (L., 1758), along the Catalan coast (northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia*, 273: 57-66.
- MORENO-AMICH, R. 1996. Feeding habits of longfin gurnard, *Aspitrigla obscura* (L. 1764), along the Catalan coast (north-western Mediterranean). *Hydrobiologia*, 324: 219-228.
- MORENO, T.; CASTRO, J. 1995. Community structure of the juvenile of coastal pelagic fish species in the Canary Islands Waters. *Sci. Mar.*, 59(3-4): 405-413.
- MORTE, M.S.; REDÓN, M.J.; SANZ-BRAU, A. 1999a. Feeding ecology of two megrims *Lepidorhombus boscii* and *Lepidorhombus whiffiagonis* in the western Mediterranean (Gulf of Valencia, Spain). *Journal of Marine Biology*, 79: 161-169.

- MORTE, M.S.; REDÓN, M.J.; SANZ-BRAU, A. 1999b. Feeding habits of *Trachinus draco* off the eastern coast of Spain (western Mediterranean). *Vie et Milieu*, 49(4): 287-291.
- MORTE, M.S.; REDÓN, M.J.; SANZ-BRAU, A. 2001a. Feeding habits of *Trisopterus minutus capelanus* (Gadidae) off the Eastern Coast of Spain (Western Mediterranean). *P.S.Z.N.: Marine Ecology*, 22(3): 215-229.
- MORTE, M.S.; REDÓN, M.J.; SANZ-BRAU, A. 2001b. Diet of *Scorpaena porcus* and *Scorpaena notata* (Pisces: Scorpaenidae) in the western Mediterranean. *Cah. Biol. Mar* 42: 33-344.
- MORTE, M.S.; REDÓN, M.J.; SANZ-BRAU, A. 2002. Diet of *Phycis blennoides* (Gadidae) in Relation to Fish Size and Season in the Western Mediterranean (Spain) *Marine Ecology*, 23 (2): 141-155.
- MOREY, G. MORANTA, J.; MASSUTÍ, E.; GRAU, A.; LINDE, M.; RIERA, F.; MORALES-NIN, B. 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research* 62: 89-96.
- MORISSETTE, L. 2007. Complexity, cost and quality of the ecosystem models and their impact on resilience: a comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence. PhD. Thesis, University of British Columbia, Vancouver. 260 pp.
- MOSTARDA, E.; CAMPO, D.; CASTRIOTA, L.; ESPOSITO, V.; SCARABELLO, M.P.; ANDALORO, F. 2007. Feeding habits of the bullet tuna *Auxis rochei* in the southern Tyrrhenian Sea. *Jour. Mar. Biol. Ass. U.K.* 87, 1007-1012.
- MOUTOPOULOS, D.K.; LIBRALATO, S.; SOLIDORO, C.; STERGIU, K.I. 2013. Towards an Ecosystem Approach to Fisheries in the Mediterranean Sea: Multi-gear/multi-species implications from an Ecosystem model of the Greek Ionian Sea. *Journal of Marine Systems* 113-114: 13-28.
- MUCK, P. 1989. Major trends in the pelagic ecosystem off Peru and their implications for management. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions*. ICLARM Conf. Proc. Manila, 18: 386-403.
- MÜLLER, F., 1997. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling*, 100: 135-161.
- MULLON, C.; FRÉON, P.; CURY, P. 2005. The dynamic of collapse in world fisheries. *Fish and fisheries*, 2005, 6, 111-120.
- MYERS, R. A.; WORMS, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280-283.
- MYERS, R. A.; WORM, B. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Phil Trans R Soc B* 360: 13-20.

- NAVARRO, J.; COLL, M.; PREMINGER, M.; PALOMERA, I. 2013. Feeding preferences of the Mediterranean endemic starry ray *Raja asterias*: consistency between sexes, maturity-stages and seasons. *Environmental Biology of Fishes*: 1-14.
- NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H. ET AL. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017–1024.
- NEVES, A.; SEQUEIRA, V.; RITA VIEIRA, A.; PAIVA, R.; SERRANO GORDO, L. 2009. Feeding habits of the cuttlefish *Sepia officinalis* during its life cycle in the Sado estuary (Portugal). *Hydrobiologia* vol. 636: 479-488.
- NEGZAOU-GARALI, N.; BEN SALEM, M.; CAPAPÉ, C. 2008. Feeding habits of the black anglerfish, *Lophius budegasa* (Osteichthyes: Lophiidae), off the Tunisian coast (central Mediterranean). *Cah. Biol. Mar.* 49: 113-122.
- NILSSON, S. G.; NILSSON, I. N. 1976. Number, food and consumption, and fish predation by birds in Lake Mockeln, Southern Sweden. *Ornis. Scand.* 7:61-70.
- NOTARBARTOLO DI SCIARA, G.; ZANARDELLI, M.; JAHODA, M.; PANIGADA, S.; AIROLDI, S. 2003. The fin whale *Balaenoptera physalus* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 33(2), 105-150.
- ODUM, E.P. 1969. The strategy of Ecosystem development. *Science*, 104: 262-270.
- ODUM, E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Co. Philadelphia. 574 pp.
- ODUM, E.; HEALD, E.J. 1975. The detritus-based food web for an estuarine mangrove community. In: L. E. Cronin (Ed.) *Estuarine research*, Vol. 1. Academic Press, New York.
- OLASO, I.; CENDRERO, O.; ABAUNZA, P. 1999. The diet of the horse mackerel, *Trachurus trachurus* (Linnaeus 1758), in the Cantabrian Sea (north of Spain). *J. Appl. Ichthyol.* 15: 193-198.
- OLASO, I.; GUTIÉRREZ, J.L.; VILLAMOR, B.; CARRERA, P.; VALDÉS, L.; ABAUNZA, P. 2005. Seasonal changes in the north-eastern Atlantic mackerel diet (*Scomber scombrus*) in the north of Spain (ICES Division VIIIc). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 85(02): 415-418.
- OPITZ, S. 1996. Trophic interactions in Caribbean coral reefs. ICLARM Technical Report, 43. ICLARM, Manila. 341 pp.
- ORDINES, F.; MASSUTÍ, E. 2009. Relationships between macroepibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems* 19.4: 370-383.
- ÖREK, H. 2000. An application of Mass Balance Ecopath Model to the trophic structure in the Black sea “after anchovy collapse”. Ms. In *Marine Science*. Middle East Technical University. 119 pp.

- ORO, D. 1996. Effects of trawler discard availability on egg laying and breeding success in the lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the western Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Series*. 132: 43-46.
- ORO, D.; RUÍZ, X.; JOVER, L.; PEDROCCHI, V.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. 1997. Diet and adult time budget of Audouin's Gull *Larus audouinii* in response to changes in commercial Fisheries. *Ibis*, 139: 631-637.
- ORSI RELINI, L., GARIBALDI, F., CIMA, C.; PALANDRI, G. 1995. Feeding of the Swordfish, the bluefin and other pelagic nekton in the Western Ligurian Sea. *ICCATT. SCRS/94/89*: 283-286.
- ORSI RELINI, L.; MANNINI, A.; FIORENTINO, F.; PALANDRI, G.; RELINI, G. 2006. Biology and fishery of *Eledone cirrhosa* in the Ligurian Sea. *Fish. Res.* 78, 72-88.
- OSPINA-ALVAREZ, A.; PARADA, C.; PALOMERA, I. 2012. Vertical migration effects on the dispersion and recruitment of European anchovy larvae: From spawning to nursery areas. *Ecol. Model.* 231: 65-79.
- PACE, M. L.; COLE, J. J.; CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 14, 483-488.
- PANDIAN, T. J.; MARIAN, M. P. 1985. Nitrogen content of food as an index of absorption efficiency in fishes. *Marine Biology*, 85: 301-311.
- PANG, L.; PAULY, D. 2001. Chinese marine capture fisheries from 1950 to late 1990s: the hopes, plan and data. En: Watson, R.; PANG, L.; PAULY, D. (eds.) *The marine fisheries of China: development and reported catches*. *Fish. Center Res. Rep.*, 9 (2): 1-27.
- PALOMERA, I.; OLIVAR, M.P.; SALAT, J.; SABATÉS, A.; COLL, M.; GARCÍA, A.; MORALES-NIN, B. 2007. Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: An ecological review. *Progress in Oceanography* 74, 377-396.
- PALOMERA, I.; RECASENS, L.; LIBORI, P.; ALVAREZ CALLEJA, I.; MOLÍ, B.; BAHAMON, N. 2008. Spawning stock biomass of the Northwestern Mediterranean anchovy in 2007. Working Group on Small Pelagic Species. CGPM. Izmir, 22-26 September 2008.
- PAPACONSTANTINO, C.; FARRUGIO, H. 2000. Fisheries in the Mediterranean. *Mediterranean Marine Science*, 1(1): 5-18.
- PATTERSON, 1992. Fisheries for small Pelagic species: an empirical Approach to management targets. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2, 321-338.
- PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du conseil, Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39: 175-192.

PAULY, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM Studies and Reviews, 8, 325p.

PAULY, D. 1986. A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data of food conversion experiments. U.S. Fish. Bull., 84(4):827-840.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; SAMBILAY, V. 1990. Some features of fish food consumption estimates used by Ecosystem modellers. ICES Council Meeting 1990/G:17, 8 p.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature, 374: 255-257.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; DALSGAAR, J.; FROESE, R.; TORRES, F. 1998. Fishing down marine food webs. Science 279, 860-863 (1998).

PAULY, D.; PALOMARES, M.L. 2000. Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. In. Fishing down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series, 12: 61-66. Kerkyra, 26 – 30 July 2000.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; GUÉNETTE, S.; PITCHER, T.J.; SUMAILA, U. R.; WALTERS, C. J.; WATSON, R.; ZELLER, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature, 418: 689-695.

PAULY, D. 2009. Beyond Duplicity and Ignorance in Global Fisheries. Scientia Marina 73 (2): 215-223.

PAULY, D.; GRAHAM, W.; LIBRALATO, S.; MORISSETTE, L.; PALOMARES, M.L.D. 2009. Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystems models. Hydrobiologia 616, 67-85.

PAULY, D., 2010. 5 Easy Pieces. The Impact of Fisheries on Marine Ecosystems. Island Press, Washington, USA, ISBN 9781597267199, pp. 193 pp.

PAULY, D.; PALOMARES, M. L. D. 2010. An empirical equation to predict annual increases in fishing efficiency. Fish Centre University British Columbia, Work Pap Ser 2010-07.

PEARSON, T. H.; ROSEMBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology Annual Review, 16: 229-311.

PELLA, J.J.; TOMLINSON, P.K. 1969. A generalized stock production model. Inter-American Tropical Tuna Commission.

PELLEGRINI, D.; BARGHIGIANI, C. 1989. Feeding behaviour and Mercury content in two flat fish in the Northern Tyrrhenian Sea. Marine Pollution Bulletin, 20(9): 443-447

PELLEGRINI, D.; BARGHIGIANI, C. 1989. Feeding behaviour and Mercury content in two flat fish in the Northern Tyrrhenian Sea. Marine Pollution Bulletin, 20(9): 443-447.

PÉREZ, M.; ROMERO, J. 2008. Prácticas de Ecología Oceánica. Ed. Universidad de Barcelona.

- PERGENT, G.; RICO-RAIMONDINO, V.; PERGENT-MARTINI, C. 1997. Fate production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquatic Botany* 59: 307-321.
- PERGENT-MARTINI, C.; RINO-RAIMONDINO, V.; PERGENT, G. 1994. Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean Basin. *Marine Biology* 120: 9-15.
- PERRON, F.E.; TURNER, R.D. 1978. The feeding behaviour of *Calliostoma occidentale*, a coelenterate-associated prosobranch gastropod. *J. Molluscan Stud.*, 44(1): 100-103.
- PIERCE, G.J.; BOYLE, P.B.; HASTIE, L.C.; SANTOS, M.B. 1994. Diets of squid *Loligo forbesi* and *Loligo vulgaris* in the northeast atlantic. *Fisheries Research* 21: 149-163.
- PINN, E. H.; ATKINSON, R. J. A.; ROGERSON, A. 1998. The diet of two mud-shrimps, *Calocaris macandreae* and *Upogebia stellata* (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *Ophelia*, 48:3, 211-223
- PINNEGAR, J. K.; PLUNIN, N. V. C. 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Function. Ecol.* 13, 225–231.
- PINNEGAR, J. K. 2000. Planktivorous fishes: link between the Mediterranean littoral and pelagic. PhD thesis. University of Newcastle upon Tyne. 208 pp.
- PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. 2000. Contributions of stableisotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia* 122, 399–409.
- PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C.; FRANCOUR, P.; BADALAMENTI, F.; CHEMELLO, R.; HARMELIN-VIVIEN, M. L.; HEREU, B.; MILAZZO, M.; ZABALA, M.; D'ANNA, G.; PIPITONE, C. 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Conserv.* 27, 179-200.
- PINOT, J. M.; LÓPEZ-JURADO, J. L.; RIERA, M. 2002. The CANALES experiment (1996-1998). Interannual, seasonal, and mesoscale variability of the circulation in the Balearic Channels. *Progress in Oceanography* 55.3 (2002): 335-370.
- PLAGÁNYI, E. 2007. Models for an Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. Rome, FAO. 108 pp.
- PLANTE-CUNY, M. R.; BODOY, A. 1987. Biomasse et production primaire du phytoplancton et du microphytobenthos de deux biotopes sableux (Golfe de Fos, France). *Oceanol. Acta* 10 (2), 223-237.
- PLANTE, R.; PLANTE-CUNY, M. R.; REUS, J. P. 1986. Photosynthetic pigments of Sandy sediments on the north Mediterranean coast: Their spatial distribution and its effect on sampling strategies. *Marine Ecology Progress*, 34, 133-141.
- PLOUNEVEZ, S.; CHAMPELBERT, G. 2000. Diet, feeding and trophic activity of the anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea). *Oceanologica Acta* vol. 23 (2), 175-192.

- POLOVINA, J. J. 1984. Model of a Coral Reef Ecosystem. I. The Ecopath model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3: 1-11.
- POLUNIN, N. V. C.; PINNEGAR, J. K. 2000. Trophic-level dynamics inferred from stable isotopes of carbon and nitrogen. In: Briand, F. (ed.), *Fishing down the Mediterranean Food Webs?* Vol. 12. CIESM Workshop Series, pp. 69–72.
- POLUNIN, N. V. C.; PINNEGAR, J. K. 2002. Fishes in marine food webs. In: Hart, P.J.B. and Reynolds, J.D. (eds.), *Handbook of Fish and Fisheries, Volume 1*. Blackwell, Oxford (in press).
- POLUNIN, N. V. C.; PINNEGAR, J. K. 2004. Trophic ecology and the Structure of Marine Food Web. In: Hart, P.J.B. and J.D. Reynolds. *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. Blackwell. 301-320.
- PÖLZER, W.; PATZNER, R. A. 1998. Nahrungsspektrum und Gebirder Anemonengrundel *Gobius bucchichi* (Gobiidae) im Mittelmeer. *Z. Fischk.*, 5: 83-90.
- POWER, M. E.; TILMAN, D.; ESTES, J. A.; MENGE, B. A.; BOND, W. J.; MILLS, L. S.; PAINE, R. T. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, 46(8), 609-620.
- PUIG, P.; CANALS, M.; COMPANY, J.B.; MARTÍN, J.; AMBLAS, D.; LASTRAS, G.; PALANQUES, A.; CALAFAT, A.M. 2012 Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489, 286-289.
- QUETGLAS, A., ALEMANY, F.; CARBONELL, A.; MERELLA, P.; SÁNCHEZ, P. 1998. Biology and fishery of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, caught by trawlers in Mallorca (Balearic Sea, Western Mediterranean). *Fisheries Research* 36: 237-249.
- QUETGLAS, A.; ALEMANY, F.; CARBONELL, A.; MERELLA, P.; SÁNCHEZ, P. 1999. Diet of the European flying squid *Todarodes sagittatus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) in the Balearic Sea (western Mediterranean). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 79: 479-486.
- QUETGLAS, A.; GONZÁLEZ, M.; FRANCO, I. 2005. Biology of the upper-slope cephalopod *Octopus salutii* from the western Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 146: 1131-1138
- QUETGLAS, A.; ORDINES, F.; GONZÁLEZ, M.; FRANCO, I. 2009. Life history of the bathyal octopus *Pteroctopus tetracirrhus* (Mollusca, Cephalopoda) in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research* 1 56, 1379-1390.
- QUETGLAS, A.; GUIJARRO, B.; ORDINES, F.; MASSUTÍ, E. 2012. Stock boundaries for fisheries assessment and management in the Mediterranean: the Balearic Islands as a case study. *Scientia Marina* 76: 17-28.
- QUINTANILLA, L. F.; GONZÁLEZ, M.; TORRES, P.; GIRÁLDEZ, A.; BARO, J. 2004. Sardine (*Sardina pilchardus*) Stock Assessment in the Northern Spain (GFCM Geographical Sub-Area 06 North) in 2001, 2002, 2003. Working Document to the GFCM. SAC Working Group on the Assessment of Pelagic stocks.

- QUINTELA, J.; ANDRADE, J. P. 2002. Diel feeding rhythms, daily ration and gastric evacuation rates of *Sepia officinalis* in the Ria Formosa lagoon (South Portugal). *Bulletin of Marine Science* 71: 665-680.
- RAMÍREZ, E.; BALLESTEROS, M.; COMPANY, J. B.; DANTART, L.; SARDÀ, F. 2008. Spatio-temporal variations of biomass and abundance in bathyal non-crustacean megafauna in the Catalan Sea (North-western Mediterranean). *Mar. Biol* 153: 297-309.
- RAMOS, F.; GIL, J.; TORRES, M.A.; SILVA, L.; VILA, Y.; SÁNCHEZ, R.; JIMÉNEZ, M.P.; BALDÓ, F.; FERNÁNDEZ-SALAS, F.; RUEDA, L.M.; ET AL: 2012. Estrategias Marinas. Demarcación Marina Sudatlántica. Parte I. Marco General: Características de la demarcación marina. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro de Estudios de Puertos y Costas-Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEPYX-CEDEX), Madrid, 127 pp.
- RASERO, M.; GONZÁLEZ, A.F.; CASTRO, B.G; GUERRA, A. 1996. Predatory relationships of two sympatric squid, *Todaropsis eblanae* and *Illex coindetii* (Cephalopoda: ommastrephidae) in Galician waters. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 76: 73-87.
- RECASENS, L.; LOMBARTE, A.; MORALES-NIN, B.; TORRES, G. J. 1998. Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of Fish Biology* 53, 387-401.
- RECASENS, L. 1993. La Merluza del Mediterráneo. La comunidad de que forma parte. Aspectos biológicos de la especie: alimentación, ciclo vital y reproducción. Explotación: Pesquería. Jornadas sobre el estado actual de los conocimientos de las poblaciones de merluza que habitan la plataforma continental atlántica y mediterránea de la Unión Europea con especial atención a la Península Ibérica. Vigo
- RIAUX-GOBIN, C.; VETION, G., NEVEUX, J.; DUCHENE, J. C. 1998. Microphytobenthos and phytoplankton in Banyuls bay (Gulf of Lions): Standing stocks and hydroclimatic factors. *Vie et Milieu*, 48(1), 1-14
- RICHARDSON, A. J.; SCHOEMAN, D. S. 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science* 305.5690 (2004): 1609-1612.
- RIPOLL, T.; DHERMAIN, F.; BARRIL, D.; TRUCCHI, R.; BONSIGNORI, B.; ROUSSEL, E.; DAVID, L.; BEAUBRUN, P. 2001. First summer population estimate of bottlenose dolphins along the North-western coasts on the occidental Mediterranean basin. *European Research on Cetaceans*, 15: 393-396.
- ROCHET, M.J.; TRENKEL, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60, 86-99.
- ROBERTS, C.M. 2000. Selecting marine reserve locations: optimality versus opportunism. *Bulletin of Marine Science*, 66, (3), pp. 581-592.

- ROBERTS, C. M.; BOHNSACK, J. A.; GELL, F.; HAWKINS, J. P.; GOODRIDGE, R. 2001. Effect of Marine Reserves On Adjacent Fisheries; *Science* 294, 1920-1923.
- ROSE, A. 2008. Who killed the Grand Banks: the untold story behind the decimation of one of the world's greatest natural resource. John Wiley and Sons.
- RODRÍGUEZ, A.M. 1972. Alimentación y comportamiento alimentario de los equinodermos. *Lagena*, 29: 23-31.
- ROMEO, T.; CONSOLI, P.; CASTRIOTA, L.; ANDALORO, F. 2009. An evaluation of resource partitioning between two billfish, *Tetrapturus belone* and *Xiphias gladius*, in the central Mediterranean Sea. *Jour. Mar. Biol. Ass. U.K* 89 (4), 849-857.
- ROMERO, J. 1985. Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la costa catalana: producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- ROSECCHI, E. 1983. Regime alimentaire du pageot, *Pagellus erythrinus*, Linne 1758, (Pisces, Sparidae) dans le Golfe du Lion. *Cybiurn*, 7(3): 17-29.
- ROSECCHI, E. 1985. L'alimentation de *Diplodus annualis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* et *Sparus aurata* (Pisces, Sparidae) dans le golfe du Lion et les lagunes littorales. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 49(3-4), 125-141.
- ROUSSEL, E.; BEAUBRUN, P.; DAVID, L.; DI-MÉGLIO, N.; AIROLDI, S.; PANIGADA, S.; ZANARDELLI, M.; NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. 2000. Programme POSEIDON (1995-1998): Distributions des cétacés et des activités humaines en Méditerranée nord-occidentale. 104 pp.
- RUMOHR, H.; BREY, T.; ANKAR, S. 1987. A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. *The Baltic Marine Biologists Publication*, vol. 9, 56 pp.
- RUSSELL, E. S. 1931. Some theoretical considerations on the "overfishing" problem. *Journal du conseil* 6.1 (1931): 3-20.
- SÁ, R.; BEXIGA, C.; VIEIRA, L.; VEIGA, P.; ERZINI, K. 2003. Diets of the sole *Solea vulgaris* Quensel, 1806 and *Solea senegalensis* Kaup, 1858 in the lower estuary of the Guadiana River (Algarve, southern Portugal): Preliminary results. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 19 (1-4). 2003. 505-508.
- SABATÉS, A.; RECASENS, L. 2001. Seasonal distribution and spawning of small tunas (*Auxis rochei* and *Sarda sarda*) in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 65(2): 95-100.
- SABATÉS, A.; SALAT, J.; OLIVAR, M. P. 2001. Advection of continental water as an export mechanism for anchovy, *Engraulis encrasicolus*, larvae. *Scientia Marina*, 65: 77-87.
- SABATÉS, A.; MARTÍN, P.; LLORET, J.; RAYA, V. 2006. Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Global Change Biology*, 12 (11): 2209-2219.

- SAIDI, B.; ENAJJAR, S.; BRADAI, N.; BOUUAÏN, A. 2009. Diet composition of smooth-hound shark, *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758), in the Gulf of Gabès, southern Tunisia. *J. Appl. Ichthyol.* 25 (Suppl. 1), 113-118.
- SALA, E.; BOUDERESQUE, C.F. 1997. The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. I: Algal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 212: 25-44.
- SALAT, J. 1996. Review of hydrographic environmental factors that may influence anchovy habitats in northwestern Mediterranean.
- SALAT, J.; PASCUAL. 2002. The oceanographic and meteorological station at l'Estartit (NW Mediterranean). In CIESM 2002.
- SALEN-PICARD, C.; DARNAUDE, A.M.; ARLHAC, D.; HARMELIN-VIVIEN, M.L. 2002. Fluctuations of macrobenthic populations: a link between climate-driven river run off and sole fishery yields in the Gulf of Lions. *Oecologia*.
- SÁNCHEZ, P. 1984. Determinación de la edad y de los parámetros del crecimiento de *Illex coindetii* (Verany, 1837) en el mar Catalán (Mediterráneo occidental). *Inv. Pesq.* 48(1), 59-70.
- SÁNCHEZ, P. 1981. Régime alimentaire d'*Eledone cirrosa* (Lamarck, 1798) (Mollusca, cephalopoda) dans la mer catalane. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 27(5): 209-212.
- SÁNCHEZ P. 1982. Régimen alimentario de *Illex coindetii* (Verany, 1837) en el mar catalán. *Investigación pesquera*, 46(3): 443-449.
- SÁNCHEZ, P.; DEMESTRE, M.; MARTIN, P. 2004. Characterisation of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Research* 67(1): 71-80.
- SÁNCHEZ, P.; SARTOR, P.; RECANSES, L.; LIGAS, A.; MARTIN, J.; DE RANIERI, S.; DEMESTRE, M. 2007. Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Scientia Marina* 71(4): 765-773.
- SÁNCHEZ, F.; OLASO, I. 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol. Model.* 172 (2-4), 151-174.
- SÁNCHEZ LIZASO, J. L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. 121 pp.
- SANTIC, M.; JARDAS, I.; PALLAORO, A. 2003. Feeding habits of Mediterranean horse mackerel, *Trachurus mediterraneus* (Carangidae), in the central Adriatic Sea. *Cybium* vol. 30 (4), 347-253.
- SANTIC, M.; PALADIN, A.; AGOVIC, A. 2011. Diet of common stingray, *Dasyatis pastinaca* (Chondrichthyes: Dasyatidae) in the eastern Adriatic Sea. *Cah. Biol. Mar.* (2011) 52: 349-356.

- SARDÀ, F. 1998. *Nephrops norvegicus* (L.): Comparative biology and fishery in the Mediterranean Sea. Introduction, conclusions and recommendations. *Sci. Mar.*, 62 (Suppl. 1): 5-15.
- SARDÀ, F.; LLEONART, J.; CARTES, J. E. 1998. An analysis of the population dynamics of the *Nephrops norvegicus* (L.) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 62 Supl.1): 135-153.
- SARDÀ, F.; LLEONART, J.; CARTES, J.E. 1998. An analysis of the population dynamics of *Nephrops norvegicus* (L.) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 62 (Suppl. 1): 135-143.
- SARDÀ, F.; BAHAMÓN, N.; SARDÀ-PALOMERA, F.; MOLI, B. 2005. Commercial testing of a sorting grid to reduce catches of juvenile hake (*Merluccius merluccius*) in the western Mediterranean demersal trawl fishery. *Aquat. Living Resour.*, 18: 87-91.
- SCARCELLA, G.; FABI, G.; GRATI, F.; POLIDORI, P.; DOMENICHETTI, F.; BOLOGNINI, L.; SONTJANNI, A.; ANGELINI, S.; PENGAL, P.; MARCETA, B.; PICCINETTI, C.; MANFREDI, C.; GIOVANARDI, O.; RAICEVICH, S.; CELIC, I.; BULLO, M.; SABATINI. 2012. Stock assessment of Spottail mantis shrimp (*Squilla mantis*) in Adriatic Sea.
- SCHAEFER, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine Fisheries. Inter-American Tropical Tuna Commission.
- SCHAEFER, M.B. 1957. A study of the dynamics of the Fishery for yellowfin tuna in the Eastern tropical Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission.
- SCHOIJET, M. 2002. La evolución de los recursos pesqueros a escala mundial. Problemas del Desarrollo, Revista Latinoamericana de Economía, vol 33, núm 129. México. Abril-Junio de 2002.
- SCOTTO DI CARLO, B.; COSTANZO, G.; FRESI, L.; GUGLIELMO, L.; IANORA, A. 1982. Feeding ecology and standing mechanisms in two lanternfishes, *Hygophum benoiti* and *Myctophum punctatum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9: 13-24.
- SERRANO, L.G. 2012. Distribution of soft-bottom polychaetes assemblages at different scales in shallow waters of the Northern Mediterranean Spanish coast. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya. 172 pp.
- SEVER, M.T.; BAYHAN, B.; BILECENOGLU, M.; MOVILI, S. 2005. Diet composition of the juvenile chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the Aegean Sea (Izmir Bay, Turkey). *J. Appl. Ichthyol.* 22 (2006), 145-148.
- SHANNON, L. J.; MOLONEY, C.; JARRE-TEICHMANN, A.; FIELD, J. G. 2003. Trophic flows in the southern Benguela ecosystem during the 1980s and 1990s. *Journal of Marine Systems*, 39: 83-116.
- SHANNON, L. J.; CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. 2004. Modelling stocks dynamics in the Southern Benguela ecosystem for the period 1978-2002. *African Journal of Marine Science*, 26: 179-196.

- SHEPERD, J. G. 2003. Fishing effort control: could it work under the common fisheries policy?. *Fisheries Research* 63.2 (2003): 149-153.
- SINOPOLI, M.; PIPITONE, C.; CAMPAGNUOLO, S.; CAMPO, D.; CASTRIOTA, L. MOSTARDA, E.; ANDALORO, F. 2004. Diet of young-of-the-year bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian (Mediterranean) Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 20, 310-313.
- SILVA, A. 1999. Feeding habits of John Dory, *Zeus faber*, off the Portuguese continental coast. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 79, 333-340.
- SOLIVA, A. M. 2006. La pesca marítima recreativa en Catalunya: aspectos biológicos, sociales y económicos. University of Barcelona. MSc thesis in Economy and Management of Fisheries 177 p.
- STERGIOU, K. I.; KARPOUZI, V. 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 217–254.
- SUMAILA, U. R.; GUÉNETTE, S.; ALDER, J. Y.; CHUENPAGDEE, R. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 752–760.
- SUMAILA, U. R.; ALDER, J.; KEITH, H. 2006. Global scope and economics of illegal fishing, *Marine Policy*, 30(6), pp. 696–703.
- SUMALIA, U. R.; KHAN, A. S.; DYCK, A. J. ET AL. 2010. A bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies. *Journal of Bioeconomics* 12, 201–225..
- STEELE, J. H. 1998. Regime shifts in marine ecosystems. *Ecological Applications*, 8: S33-S36.
- SWARTZ, W.; SALA, E.; TRACEY, S.; WATSON, R.; PAULY, D. 2010. The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS ONE* 5, e15143, 6p.
- TAYLOR, J.D.; MILLER, J.A. 1988. The morphology of the osphradium in relation to feeding habits in meso- and neogastropods. *J. Mollusc. Stud.*, 55(2): 227-237.
- TECCHIO, S., COLL, M., CHRISTENSEN, V., COMPANY, J. B., RAMÍREZ-LLODRA, E. and SARDÀ, F. 2013. Food web structure and vulnerability of a deep ecosystem in the NW Mediterranean Sea. *Deep Sea Research I* 75 (3013) 1-15.
- TERRATS, A.; PETRAKIS, G.; PAPACONSTANTINO, C. 2000. Feeding habits of *Aspitrigla cuculus* (L., 1758) (red gurnard), *Lepidotrigla cavillone* (Lac., 1802) (large scale gurnard) and *Trigloporus lastoviza* (Brunn., 1768) (rock gurnard). *Mediterr. Mar. S*
- THILL, A.; MOUSTIER, S.; GARNIER, J.M.; ESTOURNEL, C.; NAUDIN, J.J.; BOTTERO, J.Y. 2001. Evolution of particle size and concentration in the Rhône river mixing zone: influence of salt flocculation. *Continental Shelf Research*, 21(18), 2127-2140.
- THOMPSON, W.F.; BELL, F.H. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut Fishery: (2) effect of changes in intensity upon total and yield per unit of gear. International Fisheries Commission.

- TICINA, V.; VIDJAK, O.; KACIC, I. 2000. Feeding of adult sprat, *Sprattus sprattus*, during spawning season in the Adriatic Sea. Italian Journal of Zoology, 67:3, 307-311.
- TITO DE MORAIS, L. 1986. Gastric Evacuation in the juveniles of two flatfish from a western Mediterranean near bay. P.S.Z.N.I:Marine Ecology, 7(3):255-264.
- TOMAS, J.; AZNAR, F. J.; RAGA, J. A. 2001. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. Journal of Zoology, 255: 525-532.
- TORRES, P.; GIRÁLDEZ, A.; GONZÁLEZ, M.; QUINTANILLA, L.; BARO, J. 2004. Anchovy (*Engraulis encrasicolus*) Stock Assessment in the GFCM Geographical Sub-Area 06 North (2001, 2002 and 2003). Working Document to the GFCM. SAC Working Group on the Assessment of Small Pelagic stocks.
- TORRES, M.A.; COLL, M.; HEYMANS, J.J.; CHRISTENSEN, V.; SOBRINO, I. 2013. Food-web structure and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). Ecological Modelling 265, 26-44.
- TRAGSATEC. 2005. Estudio del impacto socioeconómico de la pesca recreativa en el Mediterráneo español. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: 113 p.
- TRITES, A. W.; LIVINGSTON, P. A.; MACKINSON, S.; VASCONCELLOS, M. C.; SPRINER, M. C.; PAULY, D. 1999. Ecosystem change and the decline of marine mammals in the eastern Bering Sea: testing the ecosystem shift and commercial whaling hypotheses. Fisheries Centre Research Reports, 7(1), 106 pp.
- TSIKLIRAS, A.C.; TORRE, M.; STERGIU, K.I. 2005. Feeding habits and trophic level of round sardinella (*Sardinella aurita*) in the northeastern Mediterranean (Aegean Sea, Greece). Journal of Biological Research 3: 67–75.
- TSAGARAKIS, K.; COLL, M.; GIANNOULAKI, M.; SOMARAKIS, S.; PAPACONSTANTINO, C.; MACHIAS, A. 2010. Food-web traits of the North Aegean Sea ecosystem (Eastern Mediterranean) and comparison with other Mediterranean ecosystems. Estuarine, Coastal and Shelf Science 88 (2010) 233-248.
- TUDELA, S.; PALOMERA, I. 1995. Diel feeding intensity and daily ration in the anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Northwest Mediterranean sea during the spawning period. Marine Ecology Progress Series, 129: 55-61.
- TUDELA, S.; PALOMERA, I. 1997. Trophic ecology of European anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Catalan Sea (northwest Mediterranean). Mar. Ecol. Progress series, 160: 121-134.
- TUDELA, S. 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: An analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. General Fisheries Commission for the Mediterranean (FAO). Studies and Reviews, 74.58 pp.

- TURNER, S. J.; THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E., CUMMINGS, V. J.; FUNNELL, G. 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries management and Ecology* 6, 401-420.
- TUSET, V.M.; GONZÁLEZ, J.A.; GARCÍA-DÍAZ, M.M.; SANTANA, J.I. 1997. Feeding habits of *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Serranidae) in the eastern Atlantic and western Mediterranean. *Publ. Esp. Instituto Español de Oceanografía* 23, 181-185.
- TYEDMERS, P.; WATSON, R.; PAULY, D. 2005. Fuelling global fishing fleets. *Ambio* 34, 635–638.
- ULANOWICZ, R. E.; PUCCIA, C. J. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7-16.
- UENO, D.; KAJIWARA, N.; TANAKA, H. ET AL. 2004. Global pollution monitoring of polybrominated diphenyl ethers using skipjack tuna as a bioindicator. *Environmental Science and Technology* 38, 2312–2316.
- ULANOWICZ, R. E. 1986. *Growth and development: ecosystem phenomenology*. Springer Verlag, New York. 203 pp.
- ULANOWICZ, R. E.; PUCCIA, C. J. 1990. Trophic impacts in the ecosystems. *Coenoses*, 5, pp. 7-16.
- ULANOWICZ, R. E. 1995. The part-whole relation in ecosystems. In: B. C. Patten y S. E. Jorgensen (Eds). *Complex ecology*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- ULSES, C.; ESTOURNEL, C.; PUIG, P.; DURRIEU DE MADRON, X.; MARSALÉIX, P. 2008. Dense shelf water cascading in the northwestern Mediterranean during the cold winter 2005: Quantification of the export through the Gulf of Lion and the Catalan margin. *Geophysical Research Letters* 35, L07610, doi:10.1029/2008GL033257.
- VAN DOLAH, F. M.; ROELKE, D.; GREENE, R. M. 2001. Health and Ecological Impacts of Harmful Algal Blooms: Risk Assessment Needs. *Human and Ecological Risk Assessment* 7, 1329-1345.
- VAFIDIS, D.; LEONTARAKIS, P. K.; DAILIANIS, A.; KALLIANIOTIS, A. 2004. Growth parameters of the most abundant pandalid shrimps (Decapoda: Caridae) from the Northern Aegean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 37, 453.
- VALLE, C.; BAYLE, J. T.; RAMOS, A.A. 2003. Weight-length relationship for selected fish species of the western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 19, 261-262.
- VALLS, M.; QUETGLAS, A.; ORDINES, F.; MORANTA, J. 2011. Feeding ecology of demersal elasmobranchs from the shelf and slope off the Balearic Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina* 74 (4): 633-639.
- VERLAQUEE, M. 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Téléostéen Sparidae), les autres poissons brouteurs et le phytobenthos algal méditerranéen. *Oceanol Acta* 13: 373–388.

- VERNBERG, F. J. 1987. Crustacea. In. Animal Energetics. Vol. 1. T. J. Pandian y F. J. Vernberg (Eds). Academic Press, San Diego.
- VILA, Y.; SILVA, L.; MILLÁN, M.; RAMOS, F.; GIL, J.; JIMÉNEZ, M.P. 2004. Los recursos pesqueros del golfo de Cádiz: estado actual de explotación. Informes Técnicos. Instituto Español de Oceanografía, 200 pp.
- VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- VIVES, F.; SUAU, P.; PLANAS, A. 1959. Sobre la biología de la cinta (*Cepola rubescens*). *Investigaciones pesqueras*. 14. 3-23.
- VON BERTALANFFY, L. 1938. "A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II)." *Human biology* 10.2 (1938): 181-213.
- WACKERNAGEL, M.; REES, W. 1996. Our ecological footprint. Gabriola Island, Canada: New Society Publishers.
- WALTERS, C. J.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139–172.
- WALTERS, C. J.; PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. 1999. Ecospace: predictions of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems*, 2: 539-554.
- WALTERS, C.; PAULY, D.; CHRISTENSEN, KITCHELL, J.F. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: Ecosim II. *Ecosystems*, 3: 70-83.
- WALTERS, C. J.; MARTELL, S. 2004. Harvest management for aquatic ecosystems. Princeton University Press, 420 pp.
- WALTERS, C.J.; CHRISTENSEN, V.; MARTELL, S.; KITCHELL, J.F. 2005. Single-species versus Ecosystem harvest management: Ecosystem structure erosion under myopic management. *ICES Journal of Marine Science* 62, 558-568.
- WARE, D. M.; THOMPSON, R. E. 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *Science*, vol. 308, p. 1280-1284.
- WATSON, R.; ALDER, J.; WALTERS, C. 2000. A dynamic mass-balance model for marine protected areas. *Fish and Fisheries*, 1: 94-98.
- WATSON, R.; PAULY, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414: 534-536.

- WATSON, R. A.; CHEUNG, W. W. L.; ANTICAMARA, J. A.; SUMAILA, R. U.; ZELLER, D.; PAULY, D. 2012. Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish and Fisheries*. Doi: 10.1111/j.1467-2979.2012.00483.
- WATSON, R. A.; PAULY, D. 2013. "The changing face of global fisheries—The 1950s vs. the 2000s." *Marine Policy* 42 (2013): 1-4.
- WATSON, R. A.; MORATO, T. 2013. Fishing down the deep: Accounting for within-species changes in depth of fishing. *Fisheries Research*, 140, 63-65.
- WATSON, R.; ZELLER, D.; PAULY, D. 2013. Primary productivity demands of global fishing fleets. *Fish and Fisheries*.
- WINBERG, G. G. 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* Translation series, n° 194.
- WORM, B.; MYERS, R. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. *Ecology*, 84 (1). 162-173.
- WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; FOLKE, C.; ET AL. 2006. Impacts on Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314: 787–790.
- WORMS, J. 1983. *Loligo vulgaris*. P 143-157. In Boyle, P.R. (ed) *Cephalopods Life Cycle*. I. Species account. Academic Press. London.
- WOLFF, M.; KOCH, V.; BAUTISTA, J.; VARGAS, J.A. 1998. A trophic flow model of the Golfo the Nicoya, Costa Rica. *Revista de biologia tropical* 46, 63-79.
- WULFF, F.; FIELD, J.G; MANN, K.H. Eds. 1989. Network analysis in marine ecology. Methods and applications. *Coastal and Estuarine Studies*. Vol. 32. Springer-Verlag, New York. 134 pp.
- YIGIN, C.; ISMEN, A. 2010. Age, growth, reproduction and feed of longnosed skate, *Dipturus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) in Saros Bay, the north Aegean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 26 (2010), 913-919.
- ZANDER, C. D. 1982. Feeding ecology of littoral gobiid and blennioid fish of the Banyuls area (Mediterranean sea). *Vie Milieu* 32(1): 1-10.
- ZELLER, D.; PAULY, D. 2007. Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). *Fisheries Centre Research Report* 15(2): 163.

ANEXOS

Anexo I. Resumen de los parámetros básicos por grupo funcional

Tabla 1A. Resumen de los parámetros iniciales y las referencias utilizadas para la construcción del modelo ecológico del Mediterráneo occidental. Las unidades utilizadas son $t \cdot km^{-2}$ (para la biomasa, B) y $años^{-1}$ (para los cocientes producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa(Q/B)).

Functional group	Value	Sources and References
1. Phytoplankton		
B	8,45	http://emis.jrc.ec.europa.eu/#
P/B	161,72	http://emis.jrc.ec.europa.eu/#
2. Benthic macrophytes		
B	0,16	Banaru et al., 2013
P/B	1,08	Banaru et al., 2013
3. Seagrass		
B	0,44	MAGRAMA, 2012a; Banaru et al, 2013
P/B	2,35	Pergent et al., 1997
4. Microphytobenthos		
B	0,66	Planté et al, 1986; Riaux et al, 1998; Delgado, 1989
P/B	4,2	Banaru et al., 2013
5. Micro- and mesozooplankton		
B	3,9	I. Palomera, 1982
P/B	41,7	Plounevez y Champelbert, 2000; Gaudy et al, 2003
Q/B	120,82	Pinnegar, 2000
Diet		Calbet et al., 2002
6. Macrozooplankton		
B	0,62	Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013
P/B	19,96	Labat y Cuzin-Roudy, 1996
Q/B	49,82	Baamstedt and Karlson, 1998
Diet		Baamstedt and Karlson, 1998
7. Gelatinous plankton		
B	0,26	Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013
P/B	13,57	Malej, 1989
Q/B	49,38	Malej, 1989
Diet		Graham and Kroutil, 2001; Örek, 2000
8. Worms		
B	12,01	Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013
P/B	2,71	Serrano, 2012
Q/B	20,15	Cammen, 1980
Diet		Fauchald and Jumars, 1979
9. Suprabenthos		
B	0,44	Maynou et al., 2003; Banaru et al., 2013
P/B	7,87	Cartes and Maynou, 1998
Q/B	52,12	Cartes and Maynou, 2001
Diet		Cartes et al., 2001
10. Spottail mantis shrimp		
B	0,0005	Bottom trawl surveys
P/B	57,3	Arce, 2006
Q/B	8,59	Pauly, 1990
Diet		Froggia y Giannini, 1989

11. Norway lobster		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	1,13	Arce, 2006
Q/B	7,26	Pauly, 1990
Diet		Cristo, 2000
12. Red shrimp		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	1,35	Arce, 2006
Q/B	8,72	Pauly, 1990
Diet		Cartes, 1994
13. Natantia		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	1,71	Arce, 2006
Q/B	8,49	Pauly, 1990
Diet		Cartes, 1991, 1993a, 1993b; Guerao, 1993; Cartes and Mayou, 1998; Karani et al., 2005;
14. Reptantia		
B	0,03	Bottom trawl surveys
P/B	1,93	Arce, 2006; Brey, 2001
Q/B	7,07	Pauly, 1990
Diet		Abelló and Cartes, 1987; Abelló, 1989; Cartes, 1991; Cartes, 1993c; Pinn et al., 1998; Bernárdez et al., 2000; Goñi et al., 2001; Chartosia et al., 2010;
15. Bivalves-gastropods		
B	1,66	Bottom trawl surveys; De Juan, 2007; Ramírez et al., 2008; Mamouridis et al., 2011
P/B	1	Brey, 2001
Q/B	4,09	Banaru et al., 2013
Diet		Banaru et al., 2013
16. Benthic invertebrates		
B	1,99	Bottom trawl surveys; De Juan, 2007; Ramírez et al., 2008; Mamouridis et al., 2011
P/B	0,44	Brey, 2001
Q/B	2,75	Perron and Turner, 1978; Taylor and Miller, 1988; Lalli and Gilmer, 1989
Diet		Millar, 1971; Rodríguez, 1972; Coulon and Jangoux, 1993; Calvin, 1995; De Juan et al., 2007;
17. Benthic cephalopods (continental shelf)		
B	0,06	Bottom trawl surveys
P/B	5,06	Arce, 2006; Brey, 2001
Q/B	4,41	Iglesias et al., 1996; Quintela and Andrade, 2002
Diet		Sanchez, 1981; Castro and Guerra, 1990; Quetglas et al., 1998; Alves et al., 2006; Neves et al., 2009; Krstulovic and Vrgoc, 2009
18. Benthopelagic cephalopods (continental shelf)		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	1,41	Arce, 2006; Brey, 2001
Q/B	26,47	Amaratunga, 1983
Diet		Sanchez, 1982; Pierce et al., 1994; Rasero et al., 1996
19. Benthic cephalopods (Upper slope)		
B	0,01	Bottom trawl surveys
P/B	0,91	Brey, 2001
Q/B	4,41	Iglesias et al., 1996; Quintela and Andrade, 2002
Diet		Quetglas et al., 2005; Fanelli et al., 2012
20. Benthopelagic cephalopods (upper slope)		
B	0,01	Bottom trawl surveys
P/B	1,6	Brey, 2001
Q/B	26,47	Amaratunga, 1983
Diet		Quetglas et al., 1999
21. Salema (<i>Sarpa salpa</i>)		
B	0,001	Banaru et al., 2013
P/B	7,98	Pauly, 1980
Q/B	10,59	Pauly, 1990
Diet		Verlaque, 1990
22. Mulletts (<i>Mullus barbatus</i> and <i>M. surmuletus</i>)		
B	0,03	Bottom trawl surveys
P/B	2,66	Pauly, 1980
Q/B	7,14	Pauly, 1990
Diet		Labropoulou and Papadopoulou, 1999; Bautista-Vega et al., 2008; Chérif et al., 2011

23. Blue whiting (Microme		
B	0,28	Bottom trawl surveys
P/B	0,74	Pauly, 1980
Q/B	5,8	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981
24. Anglerfish		
B	0,05	Bottom trawl surveys
P/B	0,92	Pauly, 1980
Q/B	3,03	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981; Negzaoui-Garali et al., 2008
25. Juvenil hake		
B	0,06	Bottom trawl surveys
P/B	2,69	Pauly, 1980
Q/B	7,22	Pauly, 1990
Diet		Ríos, 2000; Bozzano et al., 2005; Ferraton et al., 2007
26. Adult hake		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	2,17	Pauly, 1980
Q/B	3,05	Pauly, 1990
Diet		Ríos, 2000; Bozzano et al., 2005
27. Poor cod		
B	0,04	Bottom trawl surveys
P/B	1,97	Pauly, 1980
Q/B	6,83	Pauly, 1990
Diet		Morte et al., 2001
28. European conger		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	2,53	Pauly, 1980
Q/B	2,82	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981
29. Flatfishes		
B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	4,39	Pauly, 1980
Q/B	7,46	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981; Tito de Morraís, 1986; Pellegrini et al., 1989; Morte et al., 1999a; Cabral, 2000; Salen-Picard et al., 2002; Sa et al., 2003; De Juan et al., 2007
30. Demersal fishes small (continental shelf)		
B	0,07	Bottom trawl surveys
P/B	1,63	Pauly, 1980
Q/B	7,6	Pauly, 1990
Diet		Gibson and Ezzi, 1979; Matallanas, 1980; Macpherson, 1981; Zander, 1982; Bell and Harmelin-Viven, 1983; Anato and Mohamed, 1983; Moreno and Matallanas, 1983; Rosechi, 1985; Moreno, 1992; Fernández et al., 1995; Moreno, 1996; Tuset et al., 1997; Labropoulou and Eletheriou, 1997; Polxer and Patzner, 1998; Labropoulou and Papadopoulou, 1999; Morte et al., 1999; Terrats et al., 2000; Bilenoglu, 2009
31. Demersal fishes large (continental shelf)		
B	0,14	Bottom trawl surveys
P/B	2,09	Pauly, 1980
Q/B	5,95	Pauly, 1990
Diet		Vives et al., 1959; Macpherson, 1981; Rosechi, 1983; Harmelin-Viven et al., 1989; Casadevall and Matallanas, 1990; Casadevall et al., 1994; Moreno, 1994; Silva, 1999; Morte et al., 2001; Morato et al., 2001; Morte et al., 2002; Fehri-Bedoui et al., 2009
32. Demersal fishes (upper slope)		
B	0,16	Bottom trawl surveys
P/B	0,55	Pauly, 1980
Q/B	5,85	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981; Matallanas, 1982a; Carrason et al., 1997; Carrason and Matallanas, 1998; Carrason and Matallanas, 2002
33. Benthopelagic fishes		
B	0,14	Bottom trawl surveys
P/B	0,64	Pauly, 1980
Q/B	8,58	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981; Matallanas, 1982b; Khoury, 1987

34. Mesopelagic fishes

B	0,05	Bottom trawl surveys
P/B	0,78	Pauly, 1980
Q/B	7,13	Pauly, 1990
Diet		Scotto di Carlo et al., 1982; Gorelova and Krasilnikova, 1990; Anastasopoulou and Kaspiris, 2008

35. Demersal sharks (continental shelf)

B	0,04	Bottom trawl surveys
P/B	0,4	Pauly, 1980
Q/B	4,49	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1981; Lipej et al, 2011; Valls et al., 2011

36. Demersal sharks (upper slope)

B	0,07	Bottom trawl surveys
P/B	0,3	Pauly, 1980
Q/B	4,93	Pauly, 1990
Diet		Macpherson, 1980, 1981; Matallanes, 1982c; Valls et al., 2011

37. Rays and skates

B	0,02	Bottom trawl surveys
P/B	0,6	Pauly, 1980
Q/B	6,05	Pauly, 1990
Diet		Catalano et al., 2007; Yigin and Ismen, 2010; Santic et al., 2011; Valls et al., 2011; Navarro et al., 2013

38. Juvenile european anchovy

B	0,27	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	1,45	Pauly, 1980
Q/B	21,3	Pauly, 1990
Diet		Costalago, 2012

39. Adult european anchovy

B	1,61	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	1,21	Pauly, 1980
Q/B	10,22	Pauly, 1990
Diet		Tudela and Palomera, 1997; Plounevez and Champalbert, 2000; Costalago, 2012

40. Juvenile european pilchard

B	0,74	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	1,7	Pauly, 1980
Q/B	19,72	Pauly, 1990
Diet		Costalago, 2012

41. Adult european pilchard

B	2,46	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	1,43	Pauly, 1980
Q/B	9,08	Pauly, 1990
Diet		Costalago, 2012

42. Round sardinella

B	0,21	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	1,14	Pauly, 1980
Q/B	7,81	Pauly, 1990
Diet		Tsikliras et al., 2005; Madkour, 2011

43. European spratt

B	0,07	Banaru et al., 2013
P/B	0,94	Pauly, 1980
Q/B	11,18	Pauly, 1990
Diet		Ticina et al., 2000

44. Horse mackerel

B	0,4	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	0,68	Pauly, 1980
Q/B	5,76	Pauly, 1990
Diet		Olaso et al., 1999; Santic et al., 2003, 2005; Buttay, 2009

45. Mackerel

B	0,88	Giráldez, 2008; Banaru et al., 2013
P/B	0,79	Pauly, 1980
Q/B	4,99	Pauly, 1990
Diet		Moreno and Castro, 1995; Olaso et al., 2005; Sever et al., 2005

46. Atlantic bluefin tuna		
B	0,08	ICCAT, 2012
P/B	1,26	Pauly, 1980
Q/B	1,7	Pauly, 1990
Diet		Orsi Relini et al., 1995; Sinopoli et al., 2004; Battaglia et al., 2012; De la Serna et al., 2012
47. Other large pelagic fishes		
B	0,44	Lleonart, 1990; ICCAT, 2010, 2011
P/B	0,54	Pauly, 1980
Q/B	4,01	Pauly, 1990
Diet		Orsi Relini et al., 1995; Campo et al., 2006; Mostarda et al., 2007; Consoli et al., 2008; Romeo et al., 2009
48. Turtles		
B	0,02	Segura et al., 2005; Lauriano et al., 2011
P/B	0,17	Coll et al., 2006a
Q/B	2,48	Polovina, 1984
Diet		Tomas et al., 2001
49. Sea birds		
B	0,001	Cadiou et al., 2004; Arcos et al., 2009
P/B	4,47	Pinnegard, 1990
Q/B	70,89	Nilsson et al., 1976
Diet		Bosch et al., 2004; Oro, 1996; Oro et al., 1997; Arcos, 2001; Morat et al., 2011
50. Toothed whale		
B	0,05	Forcada y Hammond, 1998; Roussel et al., 2001; Ripoll et al., 2001; Forcada et al., 2004; Gómez de Segura et al., 2006; Laran et al., 2007; Gannier et al., 2008
P/B	0,03	Coll et al., 2006a
Q/B	12,32	Innes et al., 1987; Trites et al., 1997
Diet		Atruc, 2005
51. Baleen whales		
B	0,04	Forcada y Aguilar, 1996, Breabrun, 1995; Roussel et al., 2001
P/B	0,04	Coll et al., 2006a
Q/B	4,11	Innes et al., 1987; Trites et al., 1997
Diet		Pauly et al., 1998; Astruc, 2005
52. Detritus		
B	85,92135	Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013.
53. Discards		
		Coll et al., In press
52. By-catch		
		Laurent, 1991; Cooper et al., 2000; Belda and Sánchez, 2001; Tudela, 2004; Álvarez de Quevedo et al., 2010; Casale, 2011

Anexo II. Las campañas de prospección demersal por área barrida

Los datos de estas campañas se han utilizado para estimar la biomasa de las especies de invertebrados y peces bentónicos, demersales y bentopelágicos. Se han analizado los datos de 10 campañas de prospección demersal por área barrida llevadas a cabo por el Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) y el Instituto Español de Oceanografía (IEO). Las campañas incluidas son:

- Campaña LLUÇ I (Distribución de juveniles de merluza). Realizada en noviembre de 1998 a profundidades de 59-350 m (Lleonart, 2001).
- Campaña LLUÇ II (Distribución de juveniles de merluza). Realizada en febrero de 1999 a profundidades de 59-333 m (Lleonart, 2001).
- Campaña LLUÇ III (Distribución de juveniles de merluza). Realizada en junio de 1999 a profundidades de 40-350 m (Lleonart, 2001).
- Campaña LLUÇ IV (Distribución de juveniles de merluza). Realizada en septiembre de 1999 a profundidades de 60-355 m (Lleonart, 2001).
- Campaña NERIT I (Comportamiento y capturabilidad de la cigala). Realizada en septiembre-octubre de 1999 a profundidades de 102-482 m (Sardà, 2001)
- Campaña NERIT II (Detección de procesos rítmicos en la cigala en función del fotoperíodo y su relación con la presa). Realizada en junio-julio de 2000 a profundidades de 105-476 m (Sardà, 2001).
- Campañas MEDITS (*International bottom trawl survey in the Mediterranean*) de España y Francia. Realizadas en junio (España) y junio-julio (Francia) de 2002 y 2003 (Bertrand et al., 2002).

Estas campañas cubren 1 mes del año para la subzona del golfo de León, y entre 2 y 7 meses del año, según el estrato, para la subzona española del modelo (Tabla 2A).

Tabla 2A. Campañas por estrato y mes utilizadas en el modelo ecológico del Mediterráneo occidental.

	0-50 m	50-100 m	100-200 m	200-500 m	500-1000 m
Enero					
Febrero		LLUCET II	LLUCET II	LLUCET II	
Marzo					
Abril					
Mayo	MEDITS (S)	MEDITS (S)	MEDITS (S)	MEDITS (S)	MEDITS (S)
Junio	MEDITS (F)	LLUCET III y MEDITS (F)	LLUCET III y MEDITS (F)	LLUCET III y MEDITS (F)	MEDITS (F)
Julio			NERIT II	NERIT II	
Agosto					
Septiembre		LLUCET IV	LLUCET IV	LLUCET IV	
Octubre			NERIT I	NERIT I	
Noviembre		LLUCET I	LLUCET I	LLUCET I	
Diciembre					

La localización de las pescas de las diferentes campañas se muestra en las Figuras A1 y 2A. En general, se puede observar una buena cobertura de la zona de estudio.

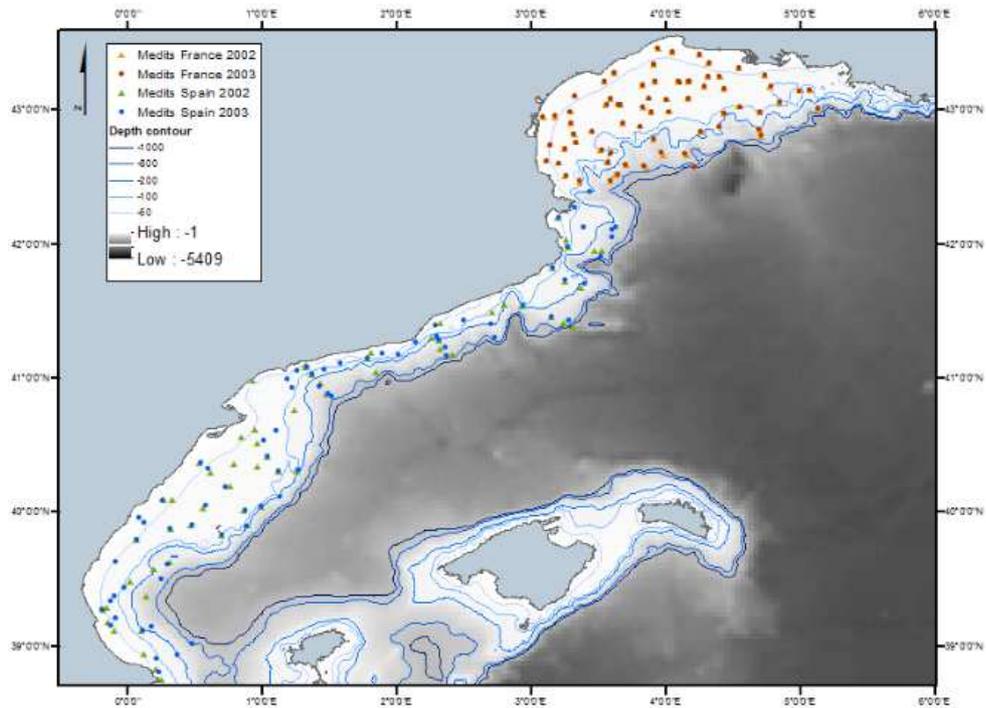


Figura 1A. Localización de las pescas de las campañas MEDITS de los años 2002 y 2003 realizadas dentro del modelo.

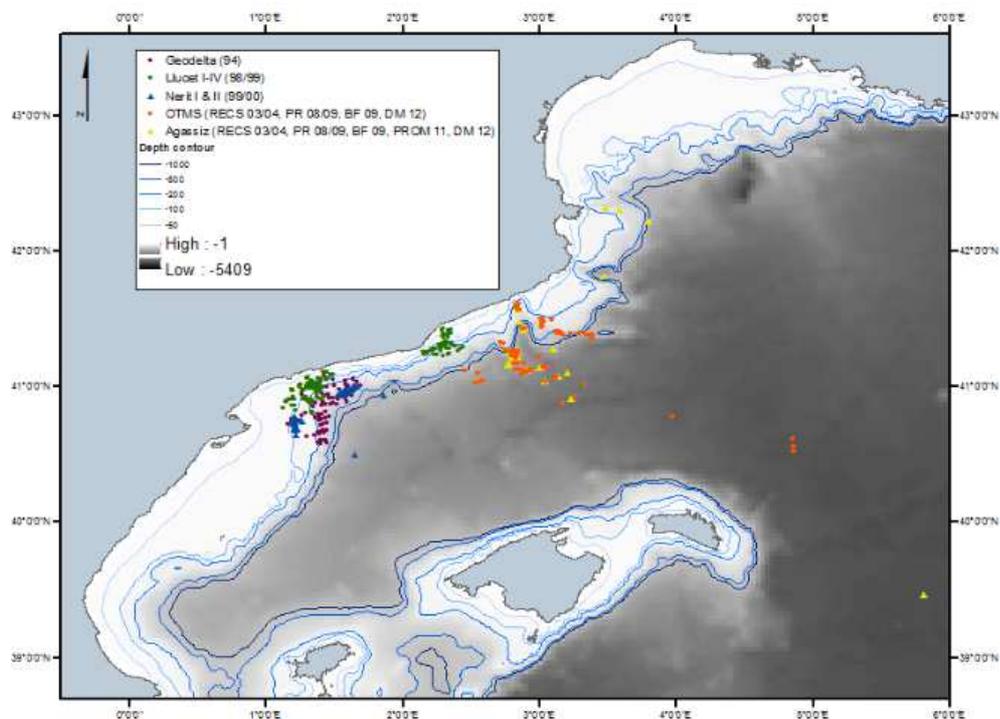


Figura 2A. Localización de las pescas de las campañas realizadas por el ICM-CSIC.

Para obtener la biomasa final de cada especie para cada año y subzona (francesa y española) en primer lugar se ha calculado su biomasa en cada estrato. Este cálculo se ha realizado dividiendo los datos de biomasa (kg/pesca) de las diferentes pescas realizadas en cada estrato por el área barrida de cada pesca, calculada a partir de la amplitud del arte y la longitud recorrida. Una vez calculados los valores de biomasa por unidad de superficie de las diferentes pescas se ha calculado la biomasa media y máxima de cada especie en cada estrato.

Después, se ha calculado la biomasa de cada especie en cada una de las subzonas del modelo ponderando la biomasa de cada estrato en función del porcentaje de área de cada estrato respecto al área total. Finalmente, se ha calculado la biomasa total de cada especie ponderando la biomasa de cada subzona en función del área de cada subzona.

Anexo III. Balanceo del modelo

A continuación se detallan los parámetros corregidos por grupo funcional durante el proceso de balanceo del modelo:

- **Galera:** el P/B de esta especie era muy elevado debido a que la biomasa estaba mal estimada. De esta manera, se ha estimado el P/B a partir de un P/Q de 0,3 teniendo en cuenta que el P/Q de esta especie es de 0,33 en el modelo del mar Adriático (Coll et al., 2007) y el P/Q de la cigala es de 0,26. Después se ha estimado la biomasa a partir de una EE de 0,98 (Coll et al., 2007) dando lugar a un valor bastante parecido al de Coll et al. (2007). Finalmente, se ha considerado que el Q/B era elevado en comparación con la cigala, ya que se tratan de especies bastante parecidas. Así, se ha recalculado el Q/B a partir de los datos de la evaluación del SAC en el Adriático (Scarcella et al., 2012), dando lugar a un valor de 7,42, parecido al de la cigala.
- **Cigala:** se ha considerado que el P/B de esta especie era muy inferior al de los otros crustáceos. De esta manera, se ha recalculado el P/B a partir del P/Q del modelo del mar Catalán (Coll et al., 2006a).
- **Gamba roja:** teniendo en cuenta el P/B de esta especie en otros modelos se ha considerado que era muy bajo y se ha adoptado el P/B del modelo de Tecchio et al. (2013).
- **Decápodos natantia:** se ha aumentado la biomasa un orden de magnitud teniendo en cuenta los valores de otros modelos del Mediterráneo (Coll et al., 2006a; Tsagarakis et al., 2010; Moutopoulos et al., 2013; Hattab et al., 2013). Además, se ha adoptado un P/B de 3 años⁻¹ (Coll et al., 2006a; Tecchio et al., 2013) debido a que el valor inicial estaba subestimado.
- **Decápodos reptantia:** se ha aumentado la biomasa un orden de magnitud teniendo en cuenta los valores de otros modelos del Mediterráneo (Coll et al., 2006a; Tsagarakis et al., 2010) y se ha adoptado el valor del P/B de Tecchio et al. (2013), ya que el valor inicial se ha considerado subestimado.
- **Invertebrados bentónicos:** se ha considerado que el P/Q era muy bajo debido a que el P/B y el Q/B estaban subestimados en comparación con otros modelos de la zona de estudio (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013). De esta manera, se ha adoptado un P/B de 1,02 años⁻¹ (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013) y un P/Q de 0,26 (Banaru et al., 2013). Finalmente, antes de finalizar el balanceo se ha optado por recalcular la biomasa de este grupo con una EE de 0,8 (S. Tecchio, Com. Pers.) debido a que ya se habían modificado

mucho las dietas y a que la biomasa inicial era inferior a la de los otros modelos de la zona de estudio (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013).

- **Cefalópodos bentónicos de plataforma y de talud:** se ha aumentado la biomasa un orden de magnitud teniendo en cuenta el modelo de Coll et al. (2006a) y se ha recalculado el P/B a partir del P/Q de Coll et al.(2006a) porque se ha considerado subestimado.
- **Cefalópodos bentopelágicos de plataforma y de talud:** se ha adoptado una biomasa de $0,12 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ para los de plataforma y de $0,08 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ para los de talud. Estos valores se han repartido a partir de un valor inicial de biomasa de $0,2 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ estimado para el mar mediterráneo (Coll et al., 2013c) teniendo en cuenta que la productividad en la plataforma continental es más elevada que en el talud y, por consiguiente, se ha asumido que las biomásas siguen este patrón. Además, como el P/B se ha considerado subestimado, se ha adoptado el valor del estudio anteriormente comentado (Coll et al., 2013c).
- **Salpa:** en este caso la biomasa inicial procedía del modelo de Banaru et al. (2013) y, dada la elevada captura en el mar catalán, la biomasa asumida y el P/B eran incorrectos. De esta manera, se ha adoptado el valor de P/B y de EE de Banaru et al. (2013).
- **Bacaladilla:** su biomasa se ha considerado subestimada teniendo en cuenta los modelos de la zona de estudio (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013) y se ha calculado a partir de una EE de 0,98 (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013).
- **Merluza:** la biomasa de la fracción juvenil se ha considerado subestimada y se ha multiplicado por casi dos teniendo en cuenta otros modelos del mar Mediterráneo que también separan la merluza en juveniles y adultos (Coll et al., 2006a, 2007), dando como resultado una biomasa de $0,11 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$. Finalmente, se ha adoptado una mortalidad total o P/B de $1,46 \text{ años}^{-1}$ para la fracción juvenil y un P/B de $0,46 \text{ años}^{-1}$ para la fracción adulta, y el modelo ha estimado una biomasa de la fracción adulta de $0,16 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$.
- **Congrio:** la biomasa y el P/B se han considerado subestimados. De esta manera se han estimado a partir de una EE de 0,97 y un P/Q de 0,4 (Coll et al., 2006a). El resultado obtenido de biomasa concuerda con los valores obtenidos en los modelos de la zona de estudio (Coll et al., 2006a; Banaru et al., 2013).
- **Peces planos:** el P/B inicial era muy elevado debido a la elevada captura, lo que indica que la biomasa está subestimada. De esta manera se ha calculado la biomasa y el P/B a partir de una EE de 0,98 y un P/Q de 0,28 (Coll et al., 2006a). La biomasa obtenida concuerda con los valores obtenidos en otros modelos del mar Mediterráneo (Coll et al, 2006a, 2007; Tsagarakis et al., 2010).

- **Peces demersales de plataforma:** se ha considerado que la biomasa estaba subestimada, debido a la elevada captura sobre estos grupos, que provocaba una gran mortalidad y dejaba poca producción para la depredación. Además, en otros modelos del mar Mediterráneo se han tenido que recalcular las biomásas de estos grupos (Coll et al., 2006a, 2007; Banaru et al., 2013). De esta manera:
 - Para los peces pequeños de plataforma se ha estimado la biomasa a partir de una EE de 0,98 (Coll et al., 2006a).
 - Para los peces grandes de plataforma el P/B se ha considerado muy elevado y se ha calculado a partir de un P/Q de 0,15 (Coll et al., 2006a) y la biomasa se ha estimado a partir de una EE de 0,98 (Coll et al., 2006a).
- **Peces demersales de talud:** el P/B se ha considerado subestimado y se ha recalculado a partir de un P/Q de 0,17 (Coll et al., 2006a).
- **Peces bentopelágicos y mesopelágicos:** se ha considerado que la biomasa está subestimada y se ha adoptado una biomasa de $0,3 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$ (Coll et al., 2006a, 2007). Además, el P/B inicial se ha considerado muy bajo y se ha estimado a partir de un P/Q de 0,15 (Coll et al., 2006a)
- **Espadín:** se ha considerado que el P/Q era muy bajo y se ha recalculado el Q/B a partir de un P/Q de 0,15 (Banaru et al., 2013).

Además, se han modificado los datos iniciales de dietas. De modo general, los datos corregidos han sido:

- Debido a que el canibalismo debe ser inferior o igual al 10 % de la dieta el grupo funcional, ya que un valor superior provoca problemas en la parametrización del modelo (Christensen et al., 2008), se han modificado la dieta de los grupos funcionales de macrozooplancton, de otras gambas, de otros cangrejos, de cefalópodos bentónicos de plataforma y de cefalópodos bentopelágicos de talud con la finalidad de obtener valores de canibalismo por debajo del 10 %. En el caso del macrozooplancton, la parte de la dieta correspondiente al canibalismo se ha destinado al fitoplancton, al micro- y mesozooplancton y al detritus. Para las otras gambas, otros cangrejos y cefalópodos bentónicos de plataforma se ha incrementado la porción de invertebrados bentónicos no crustáceos en la dieta. Finalmente, para los cefalópodos bentopelágicos de talud, se ha incrementado la porción de invertebrados bentónicos no crustáceos, de sardina y de anchoa en la dieta.

- Debido al problema de identificación de presas en los estudios de trofismo, existen algunos grupos funcionales sobre los cuales no se han identificado depredadores: la salpa y el rape. Para estos grupos se ha asumido una depredación mínima en la dieta de posibles depredadores del ecosistema. En el caso de la salpa se ha fijado una depredación del 0,5 % por parte de los peces demersales grandes de plataforma. Para el rape se ha fijado una depredación del 1 % por parte de la merluza adulta, del 0,5 % por parte de los tiburones demersales de plataforma y de talud y del 0,1 % por parte de los de los delfines.
- Además, como la mortalidad natural por depredación era elevada en varios casos, se ha modificado la dieta de los grupos que ejercen una presión depredadora demasiado elevada (detectados a través de la matriz de mortalidades del modelo Ecopath) teniendo en cuenta la procedencia de los datos y los valores finales de la matriz de dietas de los modelos del sur del mar Catalán (Coll et al., 2006a) y del golfo de León (Banaru et al., 2013).