

Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales

**MAGNITUD E IMPLICACIONES DE LA POLÍTICA
PESQUERA COMUNITARIA: APLICACIÓN DE
INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD SOBRE EL
METABOLISMO DE LOS ECOSISTEMAS
MARINOS**

Por

Sebastián Villasante

Directora: Dra. María do Carme García-Negro

MEMORIA DE TESIS PRESENTADA EN LA UNIVERSIDAD DE
SANTIAGO DE COMPOSTELA PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN ECONOMÍA

Universidad de Santiago de Compostela

2009

© Sebastián Villasante



Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales

**MAGNITUD E IMPLICACIONES DE LA POLÍTICA
PESQUERA COMUNITARIA: APLICACIÓN DE
INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD SOBRE EL
METABOLISMO DE LOS ECOSISTEMAS
MARINOS**

Autor

Sebastián Villasante

Memoria de tesis realizada en el Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de Santiago de Compostela, bajo la dirección de la Profesora Dra. María do Carme García-Negro, y entregada como parte de los requerimientos para la obtención del título de Doctor en Economía.

En Santiago de Compostela, Mayo de 2009.

Dedicatoria

*A Marcela, por su bondad y paciencia,
y a mi pequeña Sofía*

Agradecimientos

Esta memoria de tesis ha sido realizada gracias al apoyo de numerosas personas y al financiamiento de diversos organismos e instituciones han permitido que continuara con mis estudios de doctorado y mis trabajos de investigación. La realización de esta memoria de tesis doctoral resultó ser un arduo y difícil camino. Muchas han sido las personas que, de alguna forma u otra, han contribuido de diferentes maneras y me han ayudado a encontrar soluciones a los innumerables problemas de investigación que me he planteado a lo largo de este trabajo.

Quisiera expresar, en primer lugar, mi profunda gratitud a la Profesora María do Carme García-Negro, directora de esta memoria de tesis, por creer en mí y porque me otorgó la oportunidad de iniciar mi carrera investigadora. Me he beneficiado enormemente de su conocimiento y experiencia en el análisis económico del sector pesquero en estos años. Sus consejos, su creatividad, rigurosidad, generosidad y paciencia excedieron con mucho el ámbito estrictamente académico de este trabajo.

También agradezco el apoyo constante que recibí de mis compañeros del Grupo de Investigación de Economía Pesquera y Recursos Naturales de la Universidad de Santiago de Compostela (USC), en particular del Profesor Gonzalo Rodríguez Rodríguez por dedicarme su tiempo a discutir numerosos aspectos de este trabajo. A mis compañeros Adolfo Carballo Penela y Xoana Pintos Barral, por estar siempre dispuestos a ayudarme, y por el tiempo compartido.

Agradezco a la Universidad de Santiago de Compostela por su financiamiento no sólo durante esta etapa predoctoral sino también por su apoyo para la realización de una estancia de investigación en el Fisheries Centre de la Universidad de British Columbia (UBC). Allí tuve la suerte de conocer y trabajar con los Profesores Daniel Pauly y

Rashid Sumaila. Ellos han sido, y son, una fuente de inspiración y creación constante, brindándome indispensables conocimientos y consejos que determinaron, en buena medida, la temática y el objeto de estudio de esta memoria.

Del Profesor Rashid Sumaila aprendí, y aprendo, de su enorme capacidad de trabajo, sensibilidad y optimismo en la resolución de los problemas de gestión de los recursos pesqueros. Agradezco también al Profesor Gordon Munro (UBC) por sus comentarios sobre las posibles soluciones a la gestión pesquera de los recursos transfronterizos en el Océano Atlántico Sudoccidental y al Profesor Juan Carlos Estévez (USC) por su paciencia, rigurosidad e inestimable ayuda en los cálculos estadísticos de los escenarios cooperativos y no cooperativos para la gestión de Calamar argentino (*Illex argentinus*) en la plataforma continental argentina.

Me siento hondamente agradecido con los Dres. Dirk Zeller y María (Deng) Palomares (UBC) por la valiosa información metodológica que me facilitaron para la reconstrucción estadística de las capturas procedentes de la pesca de bajura y litoral del litoral gallego. El Dr. Telmo Morato (Universidade de Azores) me ha ayudado en un sin fin de ocasiones y a él le debo el aprendizaje en el conocimiento de las pesquerías de aguas profundas.

Asimismo, quisiera agradecer al Profesor Fernando González Laxe (Universidade A Coruña), por sus comentarios rigurosos en la elaboración del *Capítulo 3*. Su metódica e capacidad de trabajo contribuyó de forma decisiva a la estructura y contenido de este capítulo. También agradezco el tiempo dedicado a mis consultas a los Dres. Xosé Antón Álvarez-Salgado, Antonio Bode, José Iglesias, Manuel Varela del Instituto Español de Oceanografía (IEO), Yolanda Pazos (INTECMAR) y Juan Carlos Maneiro (Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos), por brindarme información biológica imprescindible para el conocimiento básico del funcionamiento de las rías gallegas. Nélica Pérez y

Valentín Trujillo (IEO) también me han facilitado información muy valiosa relativa a descartes y a la actividad de la flota española en caladeros comunitarios.

Quisiera agradecer el financiamiento conjunto de la Universidad de Santiago de Compostela y de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos de la Xunta de Galicia para la realización del I Master de Economía Pesquera de la Universidad de Santiago de Compostela (2007-2008). De la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos agradezco a Carlos Arnáiz Arreondo, Susana Rodríguez Carballo y Xoán Pérez, de la Unidad Técnica de Baixura, por la inestimable ayuda en forma de comentarios, sugerencias y soporte de información.

Del mismo modo, quiero agradecer al programa Latin American and Caribbean Environmental and Economics Program (LACEEP), financiado por la Swedish Agency for Cooperation Development (SIDA) y al Canadian International Development Research Center (IDRC), a través de la persona de los Profesores Francisco Alpizar (Goteborg University) y Juan Robalino (CATIE), por su hospitalidad y por confiar en mis ideas y proyectos de investigación.

En el marco de los talleres de trabajo organizados por LACEEP, tuve la suerte de participar de un ambiente académico de discusión inmejorable, que ha contribuido a mejorar notablemente los resultados de esta memoria. En este sentido, agradezco al Profesor Karl-Göran Mäler (Beijer Institute of Ecological Economics), por las estimulantes discusiones mantenidas durante el curso *Ecosystems services* que impartió en Chile en la primavera de 2007. Del mismo modo, la Profesora Nancy Oliwerer (Simon Fraser University), me aportó valiosos comentarios acerca de los planteamientos teóricos de los modelos bioeconómicos actuales durante el VII Biannual Workshop de LACEEP celebrado en Costa Rica, en marzo de 2009. Igualmente, quisiera agradecer el apoyo de la American Fisheries Society para presentar los trabajos “*Economic of*

straddling fish stocks in the Patagonian marine ecosystem” y “*Overfishing and the Common Fisheries Policy: (un)successful results of the TAC regulation*” en el 5th World Fisheries Congress, Yokohama, Japón. Agradezco, asimismo, al Conservation Strategy Fund por el apoyo recibido para asistir al curso *Economic tools for conservation* organizado por la Stanford University en agosto de 2009.

También agradezco a los responsables de las bibliotecas de las universidades de A Coruña, British Columbia, Portsmouth, Santiago de Compostela y de Vigo, y a Juan Manuel Pérez, responsable del área hispánica de la biblioteca del Congreso de los Estados Unidos, todos ellos me otorgaron importantes fuentes bibliográficas.

Numerosas personas me han brindado información imprescindible para la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia: Eduardo Blanco y José Tacón (Autoridad Portuaria de A Coruña), Antonio Basanta Fernández (Puerto de Burela), Eduardo Míguez (Puerto de Celeiro), a Juan Saborido y Xosé Manuel Abad (Autoridad Portuaria de Marín), al Sr. Orellán (Autoridad Portuaria de Ribeira), a José Cidrás (Autoridad Portuaria de Vigo), y a lo(a)s patrones mayores de las Cofradías de Pescadores consultados de todo el litoral. Amigos y compañeros me aportaron nuevas ideas, siempre se mostraron interesados y me alentaron a finalizar esta investigación, en particular, agradezco a Manel Antelo, Alejandro Ballesteros, Manuel González López, Joseba Lebrancón, Roberto Lorenzana, Manuel París, Óscar Rodil, Gonzalo Rodríguez Rodríguez, Carmela Sánchez Carreira y Alexandre Trigo Campos, de la Universidad de Santiago de Compostela, a Patrizia Abdallah (Universidade Federal de Río Grande), Divya Varkey (UBC) y a Rosa Chapela (CETMAR).

Finalmente, mi especial y profundo agradecimiento a Marcela, por su tiempo, sus consejos y su apoyo incondicional, por todas las horas de estudio que le he robado, por

compartir conmigo esta aventura transatlántica, esta memoria nunca la hubiera finalizado sino fuera por su fortaleza.

Quisiera culminar los agradecimientos con una nota personal. Nací y me crié en Buenos Aires, donde tuve una vida bastante difícil, entre otras cosas porque mi padre navegaba y sus ausencias transitorias apenas me permitían compartir tiempo con él. Cuando tenía nueve años, tuve la suerte de acompañarlo en el inicio de un viaje que nos llevaría desde el puerto de Buenos Aires hasta Vigo; cuando atracamos observamos a los pescadores faenando en la Ría. Ya desembarcados, pude disfrutar de la subasta de especies por entonces completamente desconocidas para mí; y luego tuve la suerte que un pescador de Esteiro, amigo de nuestra familia en Galicia, me obsequiara el libro “*El Bacalao: biografía del pez que cambió el mundo*”, para que procurara comprender la importancia de la pesca de aquel lugar. Para mí, esa fue una experiencia maravillosa y aun la recuerdo con gran cariño y agradecimiento. Hoy, unos cuantos años después, la finalización de esta memoria de tesis doctoral añade a aquel recuerdo un nuevo episodio que celebraré el resto de mi vida. A todos, mi sincero agradecimiento, entre todos, lo hicimos.

Índice de Contenidos

PARTE 1: MAGNITUD E IMPLICACIONES DE LA POLÍTICA PESQUERA COMUNITARIA SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

INTRODUCCIÓN.....	2
CAPÍTULO 1: CRISIS MUNDIAL DE REGULACIÓN DE LA PESCA: PROBLEMAS, DEBATES CIENTÍFICOS Y POSIBLES SOLUCIONES.....	10
1.1. La crisis mundial de la pesca.....	11
1.1.1. El recurso pesquero como un recurso de naturaleza <i>Common Pool Resource</i>	11
1.1.2. Cambios en el Derecho Internacional del Mar: de la dicotomía clásica a la proliferación de áreas de pesca.....	13
1.1.3. La sobrecapitalización de las flotas.....	16
1.1.4. Los efectos de los subsidios pesqueros.....	17
1.1.5. La gestión no cooperativa: el caso de los recursos transfronterizos.....	18
1.1.6. La ineficacia de los mecanismos de gobernanza: del <i>top-down</i> a la co-gestión pesquera.....	28
1.1.7. La creciente demanda de pescado.....	29
1.1.8. La pesca ilegal, no reglada y no reglamentada (IUU).....	32
1.2. Nuevos debates, antiguos problemas.....	34
1.2.1. El fracaso conceptual en la determinación de objetivos: conflictividad y competitividad entre objetivos biológicos, ecológicos, económicos y sociales.....	36
1.2.2. Los derechos de pesca: son las cuotas individuales transferibles la solución más conveniente?.....	38
1.2.3. Las áreas marinas protegidas.....	41
1.2.4. La introducción de incentivos.....	43
1.3. La Política Pesquera Comunitaria en el escenario mundial.....	45
1.3.1. Orígenes e intereses en presencia en la Política Pesquera Comunitaria.....	46
1.3.1.1. Primera etapa (1957-1972): del Tratado de Roma a los primeros reglamentos comunitarios.....	46
1.3.1.2. Segunda etapa (1973-1983): primeros signos de consolidación de un acervo " <i>particularizado</i> ".....	49
1.3.1.3. Tercera etapa (1983-2002): nacimiento de la <i>Europa Azul</i> y consolidación de un acervo común y de regímenes singulares.....	53
1.3.1.4. Cuarta etapa (2002-2012): segunda reforma de la Política Pesquera Comunitaria.....	54
1.4. Conclusiones.....	56

CAPÍTULO 2: TENDENCIAS, CAMBIOS ESTRUCTURALES Y EFICIENCIA DE LA FLOTA PESQUERA DE LA UNIÓN EUROPEA.....60

2.1. Introducción	61
2.2. Aproximación teórica de la capacidad pesquera	61
2.2.1. Definición de capacidad	63
2.3. La capacidad pesquera en la Política Pesquera Comunitaria	65
2.3.1. Los Programas de Orientación Plurianual (POPs)	65
2.3.1.1. POP I (1983-1986).....	65
2.3.1.2. POP II (1987-1991)	66
2.3.1.3. POP III (1992-1996).....	67
2.3.1.4. POP IV (1997-2001).....	68
2.3.1.5. Los niveles de referencia en la reforma de la Política Pesquera Comunitaria (2002-2012)	69
2.4. Material y métodos	70
2.4.1. Estadísticas pesqueras: problemas y aplicaciones	70
2.4.2. Estratificación de la flota	72
2.5. Resultados y discusión	73
2.5.1. Resultados Globales	73
2.5.1.1. La revisión de los objetivos como método de ajuste de los programas de reestructuración.....	73
2.5.1.2. Tendencias globales de la flota.....	75
2.5.1.3. Efectos del progreso tecnológico o la falacia de reducción.....	77
2.5.2. Resultados por estratos	81
2.5.2.1. Flota de bajura: evolución	81
2.5.2.2. Flota de bajura: coeficientes técnicos	82
2.5.2.3. Flota de litoral: evolución.....	83
2.5.2.4. Flota de litoral: coeficientes técnicos	84
2.5.2.5. Flota de altura: evolución	86
2.5.2.6. Flota de altura: coeficientes técnicos.....	88
2.5.2.7. Flota de gran altura: evolución	89
2.5.2.8. Flota de gran altura: coeficientes técnicos.....	91
2.5.3. Medición del esfuerzo pesquero efectivo	94
2.5.4. Ratios de productividad del capital	96
2.5.5. Ratios de productividad laboral	99
2.5.6. Rentabilidad económica	101
2.6. Conclusiones	104

CAPÍTULO 3: IMPACTO DE LOS TACs SOBRE LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS EN LA UNIÓN EUROPEA.....108

3.1. Introducción	109
3.2. La regulación de los TACs como medida de conservación de los recursos pesqueros en la Unión Europea	111
3.2.1. El proceso de toma de decisiones	111
3.2.2. Críticas al sistema de TACs: implicaciones biológicas, económicas, institucionales y sociales	115
3.3. Material y métodos	119
3.3.1. Series temporales de variables de abundancia.....	120
3.3.2. Áreas de estudio incluidas	121
3.3.3. Series temporales de propuestas, cuotas de pesca y acrónimos utilizados...	122
3.3.4. Cuestiones previas en la evaluación científica de los stocks.....	123
3.4. Resultados y discusión	125
3.4.1. Impacto de los TACs (1): especialización productiva y volatilidad de las cuotas de pesca sobre las previsiones empresariales	125
3.4.2. Impacto de los TACs (2): relaciones entre las recomendaciones científicas, propuestas de la Comisión y cuotas aprobadas por el Consejo para las especies comerciales	130
3.4.2.1. Especies pelágicas	130
3.4.2.2. Especies demersales y bentónicas	131
3.4.3. Impacto de los TACs (3): examen de la dinámica de las capturas, capturas por unidad de esfuerzo, mortalidad por pesca, reclutamiento y biomasa	142
3.4.3.1. Dinámica de las capturas	143
3.4.3.2. Capturas por unidad de esfuerzo	144
3.4.3.3. Mortalidad por pesca	146
3.4.3.4. Reclutamiento y biomasa.....	147
3.4.4. Impacto de los TACs (4): estado de las poblaciones comerciales a través de indicadores relacionados con el principio de precaución	149
3.4.4.1. El principio de precaución.....	149
3.4.4.2. Clasificación de los stocks.....	150
3.4.4.3. Estado de los principales stocks	150
3.5. Conclusiones	154

CAPÍTULO 4: LA EXPLOTACIÓN, GESTIÓN Y SOSTENIBILIDAD DE LAS PESQUERÍAS DE AGUAS PROFUNDAS.....156

4.1. Introducción	157
4.2. Objeto de estudio	159
4.3. Las especies de aguas profundas	161
4.3.1. Definición	161

4.3.2. Características.....	162
4.4. Regulación de las pesquerías de aguas profundas y de Alta Mar.....	163
4.4.1. Naciones Unidas.....	163
4.4.1.1. La gestión de los recursos en Alta Mar.....	163
4.4.1.2. El Acuerdo de Nueva York de 1995.....	165
4.4.2. Las iniciativas de FAO.....	168
4.4.2.1. El Código de Conducta de Pesca Responsable y los Planes de Acción Internacional (PAIs).....	168
4.4.3. La Política Pesquera Comunitaria.....	171
4.4.3.1. La regulación de los TACs para especies de aguas profundas.....	172
4.4.3.2. Gestión del esfuerzo pesquero.....	174
4.5. Material y métodos.....	179
4.5.1. Países incluidos.....	179
4.5.2. Áreas FAO.....	179
4.5.3. Zonas de pesca, países y hábitat.....	180
4.5.4. Estadísticas utilizadas.....	181
4.5.5. Especies marinas “ <i>nei</i> ”.....	181
4.5.6. Identificación de las especies de aguas profundas.....	182
4.6. Resultados y discusión.....	185
4.6.1. Resultados Globales.....	185
4.6.2. Océano Atlántico.....	188
4.6.2.1. Océano Atlántico Norte.....	188
4.6.2.2. Océano Atlántico Central.....	190
4.6.2.3. Océano Atlántico Sur.....	191
4.6.3. Océano Índico.....	193
4.6.3.1. Océano Índico Este y Oeste.....	193
4.6.4. Océano Pacífico.....	195
4.6.4.1. Pacífico Norte.....	195
4.6.4.2. Pacífico Central.....	197
4.6.4.3. Pacífico Sur.....	198
4.6.5. Resumen Comparativo.....	202
4.6.6. Análisis por países.....	203
4.6.6.1. Profundidad media.....	203
4.6.6.2. Longevidad media.....	206
4.7. Conclusiones.....	207

PARTE 2: MEDICIÓN DE LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD MARINA

CAPÍTULO 5: RESILIENCIA, DIVERSIDAD, CAPACIDAD CO-ADAPTATIVA Y SOSTENIBILIDAD DE LOS SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS: EL CASO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS.....211

5.1. Introducción	212
5.2. La resiliencia de los ecosistemas marinos	215
5.2.1. Relaciones entre la resiliencia y la sostenibilidad	215
5.3. Alterando la resiliencia de los ecosistemas marinos: los efectos del cambio climático	218
5.3.1. Los ecosistemas marinos como reguladores de funciones biogeoquímicas .	218
5.3.2. Efectos del cambio climático.....	218
5.3.3. Proyectando el futuro en un incierto medio marino en transformación	224
5.4. Los ecosistemas marinos como sistemas socio-ecológicos	225
5.5. Co-adaptabilidad, conocimiento local e instituciones de gobernanza	227
5.5.1. Capacidad adaptativa.....	227
5.5.2. Atributos de la gobernanza	230
5.6. El principio de precaución en la pesca	232
5.6.1. Evidencia empírica acumulada.....	232
5.6.2. El origen del principio de precaución.....	233
5.6.3. Puntos de referencia límite y precautorios	237
5.7. Servicios de los ecosistemas marinos	240
5.7.1. Características.....	240
5.7.2. Resiliencia, vulnerabilidad y pesca	241
5.8. Descontando, conservamos el futuro	244
5.8.1. El enfoque convencional del descuento intergeneracional.....	246
5.8.2. Nuevo enfoque intergeneracional.....	247
5.9. La resiliencia de la pesca artesanal	249
5.10. Conclusiones	251

CAPÍTULO 6: INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS.....253

6.1. Introducción	254
6.2. El metabolismo de la economía convencional: orígenes y debates en torno al concepto de desarrollo sostenible	255
6.2.1. Algunas críticas al concepto de desarrollo sostenible	256
6.2.2. Sustentabilidad débil y fuerte: hacia el reconocimiento y cuantificación de los procesos físicos.....	259
6.3. Conceptualización de los indicadores de sostenibilidad	261
6.3.1. Definición de indicador	263

6.3.2. Características.....	263
6.4. Evolución de la ciencia en la representación de los ecosistemas marinos	265
6.4.1. Avance co-evolutivo en la modelización bioeconómica de pesquerías	265
6.4.2. Indicadores de desarrollo sostenible.....	268
6.4.2.1. Propiedades de los indicadores para los ecosistemas marinos	270
6.4.2.2. La incertidumbre como factor limitante	273
6.5. Tipología de indicadores para el estudio de los ecosistemas marinos.....	275
6.5.1. Perspectiva ambiental	276
6.5.2. Perspectiva biológica	278
6.5.3. Perspectiva económica	279
6.5.4. Perspectiva social	283
6.5.5. Perspectiva multidisciplinar	283
6.5.6. Perspectiva ecológica	285
6.6. Resumen de indicadores para el estudio de los ecosistemas marinos	286
6.7. Conclusiones.....	289
CAPÍTULO 7: RECONSTRUCCIÓN ESTADÍSTICA DE LAS CAPTURAS DE LA PESCA DE BAJURA Y LITORAL EN GALICIA	292
7.1. Introducción.....	293
7.2. Ámbito de estudio: las pesquerías artesanales de Galicia	296
7.2.1. Características biológicas y riqueza de las Rías	296
7.3. La importancia económica de la pesca gallega	297
7.3.1. Economía	298
7.3.2. Flota pesquera.....	299
7.3.3. Empleo: afiliados al Régimen de Trabajadores del Mar	303
7.4. Descargas de pescado fresco en Galicia.....	307
7.4.1. Evolución de las descargas de pescado fresco.....	307
7.4.2. Pesquerías pelágicas	310
7.4.2.1. Descargas especies pelágicas.....	311
7.4.3. Pesquerías demersales	313
7.4.3.1. Descargas especies demersales.....	313
7.4.4. Cefalópodos	315
7.4.4.1. Descargas de cefalópodos.....	317
7.5. Material y métodos	319
7.5.1. Rutina metodológica para la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia.....	319
7.5.2. Delimitación geográfica	322
7.5.3. Etapas en la reconstrucción estadística de las capturas	327

7.5.4. Exclusión de especies capturadas fuera de la plataforma continental	333
7.5.5. Niveles tróficos de las especies capturadas	334
7.5.6. Capturas locales y capturas totales	337
7.5.7. Corrección y revisión de las capturas: selección de especies de pesca de bajura y litoral de los puertos de A Coruña, Burela, Celeiro, Ribeira y Vigo.....	337
7.5.8. Reducción de las capturas del grupo “ <i>Peces marinos nep</i> ”	338
7.5.9. Interpolaciones y extrapolaciones por especies.....	339
7.5.10. Descargas de mejillón y productividad por bateas	340
7.5.11. Descartes.....	341
7.5.12. Pesca ilegal, no reglada y no reglamentada (IUU)	342
7.6. Capacidad de carga y productividad primaria requerida (PPR) para las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia.....	342
7.7. Resultados y discusión.....	350
7.7.1. Resultados por zonas	350
7.7.2. Resultados por categoría de especies.....	354
7.7.3. Resultados por especies: algunos ejemplos	355
7.8. Conclusiones.....	358

CAPÍTULO 8: EL FENÓMENO *FISHING DOWN MARINE FOOD WEBS* EN LAS PESQUERÍAS DE BAJURA Y LITORAL DE GALICIA.....362

8.1. Introducción.....	363
8.2. Objetivo de estudio	364
8.3. El Índice Trófico Marino	365
8.3.1. Niveles tróficos.....	365
8.3.2. Características del Índice Trófico Marino	366
8.3.3. Principales críticas recibidas	369
8.4. Precauciones y procesos en la utilización del Índice Trófico Marino.....	371
8.4.1. Los tres componentes de las capturas: capturas nominales, descartes y capturas ilegales, no regladas y no reglamentadas (IUU)	371
8.4.2. Longitud de las series estadísticas	372
8.4.3. Resolución taxonómica.....	372
8.4.4. Refinación espacial.....	373
8.4.5. Puntos de referencia.....	373
8.4.6. Qué objetivos se pretenden alcanzar?.....	374
8.4.7. Utilidad y pertinencia del Índice Trófico Marino.....	374
8.5. El Índice de Pesquerías en Balance (FIB)	376
8.6. Resultados de la aplicación del Índice Trófico Marino, Índice de Pesquerías en Balance y del cálculo de capacidad de carga por zonas ecogeográficas	378

8.6.1. Zona I-Ría de Vigo	378
8.6.2. Zona II-Ría de Pontevedra.....	383
8.6.3. Zona III-Ría de Arousa.....	385
8.6.4. Zona IV-Ría de Muros.....	391
8.6.5. Zona V-Fisterra	394
8.6.6. Zona VI-Costa da Morte.....	396
8.6.7. Zona VII-A Coruña-Ferrol	399
8.6.8. Zona VIII-Cedeira	403
8.6.9. Zona IX-A Mariña-Lucense	406
8.7. Análisis comparativo de los ratios de declive.....	410
8.8. Conclusiones.....	414
CONCLUSIONES	419
LIMITACIONES Y PROBLEMAS	441
RECOMENDACIONES DE POLÍTICA ECONÓMICA.....	445
FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.....	452
BIBLIOGRAFÍA	456

Índice de Figuras

Figura 1. Resultados globales de la flota comunitaria en tonelaje (•) y potencia (•) en la UE-15..	76
Figura 2. Ratio de incremento de la eficiencia tecnológica de buques pesqueros.....	79
Figura 3. Resultados comparativos de la ratio de incremento de la eficiencia tecnológica de la flota y la reducción anual de capacidad en (a) tonelaje (•) y (b) potencia (•)..	80
Figura 4. Situación de sub/sobrecapacidad de la flota comunitaria.	103
Figura 5. Modelo simplificado del proceso de adopción de los TACs en la Unión Europea.....	112
Figura 6. Evolución de las cuotas de pesca de las principales especies comerciales por Estado miembro en aguas comunitarias..	129
Figura 7. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas mundiales de la flota comunitaria (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.....	186
Figura 8. Tendencias globales de la relación entre la profundidad y la longevidad media para (a) las especies de fondo (negro) excluidos los pelágicos. (b) las especies de aguas profundas.	187
Figura 9. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el océano Atlántico Noroeste (Área 21) y Atlántico Nordeste (Área 27) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	189
Figura 10. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el océano Atlántico Central Oeste (Área FAO 31) y Atlántico Central Este (Área FAO 34) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.....	191
Figura 11. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Atlántico Sudoeste (Área FAO 41) y Sudeste (Área FAO 47) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	192
Figura 12. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Índico Oeste (Area FAO 51) y Este (Área FAO 57) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	194

Figura 13. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Pacífico Noroeste (Área FAO 61) y Este (Área FAO 67) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	196
Figura 14. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Pacífico Central Oeste (Área FAO 71) y Este (Área FAO 77) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	197
Figura 15. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Pacífico Sudoeste (Área FAO 81) y Sudeste (Área FAO 87) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	199
Figura 16. Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Índico Antártico (Área FAO 58) y Pacífico Antártico (Área FAO 88) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.	200
Figura 17. Representación gráfica de las funciones y flujos de los ecosistemas.....	217
Figura 18. Asociación entre atributos de sistemas de gobernanza y la capacidad para gestionar la resiliencia.....	231
Figura 19. Puntos de referencia típicos y definición del estado de los stocks para la biomasa y mortalidad pesquera.....	238
Figura 20. Evolución de la modelización de los ecosistemas marinos.....	267
Figura 21. a) Distribución de las embarcaciones de artes menores por zonas ecogeográficas. b) esfuerzo pesquero por zonas administrativas.....	303
Figura 22. Afiliados al Régimen de Trabajadores del Mar por CC.AA.....	305
Figura 23. Comparación de los afiliados al Régimen de Trabajadores del Mar en Galicia.....	305
Figura 24. Comparación de los afiliados al Régimen de los Trabajadores del Mar en Galicia (%)......	306
Figura 25. Descargas mensuales de pescado fresco en Galicia.....	308
Figura 26. Descargas mensuales de especies pelágicas en Galicia.....	312
Figura 27. Descargas mensuales de especies demersales en Galicia.....	314
Figura 28. Descargas mensuales de (●) cefalópodos y (◆) pulpo (<i>Octopus vulgaris</i>) en Galicia.....	318
Figura 29. Zonas ecogeográficas del litoral de Galicia.....	323
Figura 30. Descargas de “Peces marinos nep” por zonas ecogeográficas.....	339

Figura 31. Productividad primaria en la Ría de Vigo a) Valores PP media. b) Valores PP mínima. c) Valores PP máxima. d) Valores PP media en la Ría de A Coruña.	349
Figura 32. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura por especies de TL<3.25, especies de TL >3.25, tónidos, crustáceos, moluscos, algas e invertebrados (en miles de kg.) en las zonas ecogeográficas de a) Zona I-Ría de Vigo. b) Zona II- Ría de Pontevedra. c) Zona III- Ría de Arousa. d) Zona IV- Ría de Muros. e) Zona V-Fisterra. f) Zona VI-Costa da Morte. g) Zona VII- A Coruña-Ferrol. h) Zona VIII-Cedeira. i) Zona IX- A Mariña lucense.....	353
Figura 33. Reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura para el cálculo del índice trófico marino y el índice de pesquerías en balance (en miles de kg.) en las zonas ecogeográficas de a) especies de TL>3.25 flota de bajura y litoral.b) especies de TL>3.25 sólo flota de bajura. c) Cefalópodos. d) Moluscos. e) Crustáceos. f) especies de TL <3.25. g) Algas. h) Invertebrados.	354
Figura 34. Comparación de los datos originales de PescadeGalicia y la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral (en kg.) por especies a) Lengado. b) Merluza. c) Pulpo. d) Sargo común. e) Sardina. f) Maragota.....	356
Figura 35. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona I-Ría de Vigo.....	380
Figura 36. Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la zona I-Ría de Vigo.....	382
Figura 37. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona II-Ría de Pontevedra.	384
Figura 38. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la zona II-Ría de Pontevedra.....	387
Figura 39. Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la Ría de Arousa (excluyendo cultivo de mejillón).....	389
Figura 40. Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la Ría de Arousa (incluyendo cultivo de mejillón).....	389
Figura 41. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona VI-Ría de Muros.	392
Figura 42. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona V-Fisterra.	395
Figura 43. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la zona VI-Costa da Morte.....	398
Figura 44. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona VII- Coruña-Ferrol.....	400
Figura 45. Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la zona de A Coruña-Ferrol.....	402
Figura 46. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona VIII-Cedeira.....	405
Figura 47. a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la zona XI-A Mariña-lucense.....	408

Índice de Tablas

Tabla 1. Sumario de beneficios económicos para un horizonte temporal de 5-10 años en un escenario cooperativo y no cooperativo de la explotación de <i>Illex argentinus</i> entre Argentina e Islas Malvinas/Falklands (Valor descontado neto en millones de euros)...	26
Tabla 2. Valor estimado de las capturas, esfuerzo pesquero y biomasa en un escenario cooperativo y no cooperativo para la explotación de <i>Illex argentinus</i> entre Argentina e Islas Malvinas/Falklands para un horizonte temporal de 10 años.....	27
Tabla 3. Objetivos iniciales y finales de los programas de orientación plurianual	74
Tabla 4. Estimación de los coeficientes tecnológicos	77
Tabla 5. Evolución de la flota comunitaria de bajura.....	81
Tabla 6. Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de bajura	82
Tabla 7 Evolución de la flota comunitaria de litoral	84
Tabla 8. Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de litoral.....	85
Tabla 9. Evolución de la flota comunitaria de altura.....	87
Tabla 10. Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de altura.....	88
Tabla 11. Evolución de la flota comunitaria de gran altura.....	90
Tabla 12. Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de gran altura.....	92
Tabla 13. Capturas de la flota de la UE-13 por zonas de pesca	94
Tabla 14. Evolución del esfuerzo pesquero efectivo de la flota comunitaria.....	96
Tabla 15. Ratios de productividad de la flota comunitaria.....	98
Tabla 16. Ratios de productividad laboral de la flota comunitaria.....	100
Tabla 17. Ratios costos por unidad de esfuerzo y costos/beneficios de la flota comunitaria	102
Tabla 18. Grado de especialización productiva en función de las cuotas de pesca.....	127
Tabla 19. Impacto de los TACs sobre las poblaciones de a) Anchoa en la zonas ICES área VIII). b) Arenque VIa-Norte. c) Arenque VIJ-Mar Céltico. d) Bacalao IIIbcd-Mar Báltico.....	133
Tabla 20. Impacto de los TACs sobre las poblaciones de a) Bacalao en la zona ICES VIIa, b) Bacalao VIIe-k. c) Bacalao IIIa. d) Merluza IIa, IV,VI,VII,VIIIab-Stock Norte.	134
Tabla 21. Impacto de los TACs sobre las poblaciones de a) Merluza en la zona ICES VIIIc, IXa. b) Rape en VIIIc,IX,X,COPACO. c) Solla en VIIe. d) Solla en IV.	136
Tabla 22. Impacto de los TACs sobre las poblaciones de a) Solla en la zona ICES VIIa. b) Lenguado IV. c) Solla en IV. d) Lenguado VIIIabd.	138
Tabla 23. Impacto de los TACs sobre las poblaciones de a) Merlán en la zona ICES VIIe-k. b) Cigala VIIIab. c) Cigala VIIIc.	141
Tabla 24. Evolución de capturas, mortalidad pesquera y capturas por unidad de esfuerzo de las especies comerciales en aguas comunitarias	145
Tabla 25. Evolución de la biomasa y reclutamiento de las especies comerciales en aguas comunitarias	148
Tabla 26. Estado de las poblaciones de peces en relación con los puntos de referencia	153

Tabla 27. Nombre común y científico de las especies de aguas profundas sujetas a TAC	174
Tabla 28. Pesquerías de aguas profundas multiespecíficas	176
Tabla 29. Entradas codificadas para las especies de aguas profundas capturadas por la flota de la Unión Europea.....	180
Tabla 30. Profundidad y longevidad máxima reportada de las especies de peces de aguas profundas	183
Tabla 31. Resumen comparativo de la profundidad media y ratio de crecimiento de las capturas de la flota de la Unión Europea en todo el mundo	203
Tabla 32. Análisis comparativo de las ratios de crecimiento de la profundidad media de las capturas de la flota comunitaria por países (1950-2006)	204
Tabla 33. Análisis comparativo de las ratios de crecimiento de la longevidad media de las capturas de la flota comunitaria por países (1950-2006)	206
Tabla 34. Revisión de la literatura sobre los análisis cuantitativos de los efectos del cambio climático sobre la distribución y abundancia de la riqueza marina	220
Tabla 35. Resumen de los principales indicadores de sostenibilidad de los ecosistemas marinos	287
Tabla 36. Dimensión del sector pesquero en Galicia	298
Tabla 37. Fuentes de datos y literatura científica empleada para la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia.....	321
Tabla 38. Diferencia en las descargadas anuales de los 50 productos de la pesca, toneladas y porcentaje en SIPGalicia y PescadeGalicia.....	331
Tabla 39. Diferencia por especie y año en SIP Galicia y Pesca de Galicia	332
Tabla 40. Denominación, profundidad media y nivel trófico (TL) de las especies incluidas en la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral, para el cómputo de los indicadores de sostenibilidad y la capacidad de carga	335
Tabla 41. Resumen de estimaciones de producción primaria en Galicia	348
Tabla 42. Reconstrucción estadística de las capturas totales de la pesca de bajura por zonas ecogeográficas	351
Tabla 43. Reconstrucción estadística de las capturas totales de la pesca de litoral por zonas ecogeográficas	352
Tabla 44. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona I-Ría de Vigo por categorías y especies principales.....	381
Tabla 45. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona II-Ría de Pontevedra por categorías y especies principales.....	385
Tabla 46. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona III-Ría de Arousa por categorías y especies principales	388
Tabla 47. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona IV-Ría de Muros por categorías y especies principales	393
Tabla 48. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona V-Fisterra por categorías y especies principales	396
Tabla 49. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona VI-Costa da Morte por categorías y especies principales	399
Tabla 50. Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona VII-Coruña-Ferrol por categorías y especies principales	401

Tabla 51. Productividad primaria requerida para las capturas de la la Zona VIII-Cedeira por categorías y especies principales.....	406
Tabla 52. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de la Zona IX-A Mariña-lucense por categoría y especies principales.....	409
Tabla 53. Comparación de las ratios de declive del nivel trófico medio.....	411
Tabla 54. Cuotas de pesca de Alemania en aguas comunitarias, por especies y áreas.	527
Tabla 55. Cuotas de pesca de Bélgica en aguas comunitarias, por especies y áreas....	529
Tabla 56. Cuotas de pesca de Dinamarca en aguas comunitarias, por especies y áreas	531
Tabla 57. Cuotas de pesca de España en aguas comunitarias, por especies y áreas.....	533
Tabla 58. Cuotas de pesca de Estonia en aguas comunitarias, por especies y áreas	535
Tabla 59.. Cuotas de pesca de Finlandia en aguas comunitarias, por especies y áreas	536
Tabla 60. Cuotas de pesca de Francia en aguas comunitarias, por especies y áreas	537
Tabla 61. Cuotas de pesca de Irlanda en aguas comunitarias, por especies y áreas.....	541
Tabla 62. Cuotas de pesca de Letonia en aguas comunitarias, por especies y áreas....	543
Tabla 63. Cuotas de pesca de Lituania en aguas comunitarias, por especies y áreas...	544
Tabla 64. Cuotas de pesca de P. Bajos en aguas comunitarias por especies y áreas....	545
Tabla 65. Cuotas de pesca de Polonia en aguas comunitarias por especies y áreas.....	547
Tabla 66. Cuotas de pesca de Portugal en aguas comunitarias por especies y áreas....	548
Tabla 67. Cuotas de pesca de R. Unido en aguas comunitarias por especies y áreas ..	549
Tabla 68. Cuotas de pesca de Suecia en aguas comunitarias por especies y áreas	552
Tabla 69. Cuotas de pesca de Alemania en aguas profundas por especie y áreas.....	555
Tabla 70. Cuotas de pesca de Bélgica en aguas profundas por especie y áreas	556
Tabla 71. Cuotas de pesca de Dinamarca en aguas profundas por especie y áreas.....	556
Tabla 72. Cuotas de pesca de España en aguas profundas por especie y áreas.....	557
Tabla 73. Cuotas de pesca de Estonia en aguas profundas por especie y áreas	557
Tabla 74. Cuotas de pesca de Francia en aguas profundas por especie y áreas	558
Tabla 75. Cuotas de pesca de Irlanda en aguas profundas por especie y áreas.....	559
Tabla 76. Cuotas de pesca de Letonia en aguas profundas por especie y áreas	560
Tabla 77. Cuotas de pesca de Lituania en aguas profundas por especie y áreas.....	560
Tabla 78. Cuotas de pesca de P. Bajos en aguas profundas por especie y áreas.....	560
Tabla 79. Cuotas de pesca de Polonia en aguas profundas por especie y áreas	560
Tabla 80. Cuotas de pesca de Portugal en aguas profundas por especie y áreas	561
Tabla 81. Cuotas de pesca de R. Unido en aguas profundas por especie y áreas.....	562
Tabla 82. Cuotas de pesca de Suecia en aguas profundas por especie y áreas	563
Tabla 83. Capturas mundiales en Alta Mar por principales países y zonas FAO.	565
Tabla 84. Nombre común y denominación científica de las especies comerciales capturadas en la plataforma continental de Galicia	567
Tabla 85. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga.....	570

Tabla 86. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	573
Tabla 87. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	576
Tabla 88. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	579
Tabla 89. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	582
Tabla 90. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VI-Costa da Morte para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	585
Tabla 91. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	587
Tabla 92. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VIII-Cedeira para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	590
Tabla 93. Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IX-A Mariña lucense para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga	592
Tabla 94. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo	596
Tabla 95. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra.....	598
Tabla 96. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa.....	600
Tabla 97. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros.....	602
Tabla 98. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra.....	604
Tabla 99. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VI-Costa da Morte.....	606
Tabla 100. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol	608
Tabla 101. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VIII-Cedeira	610
Tabla 102. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IX-A Mariña lucense	612

Índice de Mapas

Mapa 1. Áreas de pesca del Consejo Internacional del Mar	121
Mapa 2. Áreas estadísticas de las zonas FAO.	180
Mapa 3. a) Sensibilidad y b) Vulnerabilidad de las economías a los efectos del cambio climático sobre las pesquerías..	222

Índice de Ilustración

Ilustración 1. Esquema de circulación estuárica positiva de las rías gallegas.....	297
--	-----

Índice de Apéndices

Apéndice 1. Modelo de cuestionario tipo para la medición de la resiliencia, y valoración económica de bienes y servicios de las pesquerías artesanales	520
Apéndice 2. Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias	526
Apéndice 3. Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas profundas	554
Apéndice 4. Capturas mundiales en Alta Mar por principales países y zonas de pesca FAO	564
Apéndice 5. Nombres comunes y denominación científica de las especies empleadas para la reconstrucción estadística de las capturas y el cómputo del índice trófico marino, índice de pesquerías en balance y capacidad de carga de la pesca de bajura y litoral en la plataforma continental de Galicia.....	566
Apéndice 6. Reconstrucción estadística de las capturas por zonas ecogeográficas de la pesca de bajura y litoral en la plataforma continental de Galicia para el cómputo del índice trófico marino, índice de pesquerías en balance y capacidad de carga.....	569
Apéndice 7. Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral en la plataforma continental de Galicia.....	595

LISTA DE ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS UTILIZADOS

Acuerdo de Nueva York 1995	Acuerdo de Nueva York de Naciones Unidas sobre especies transzonales y altamente migratorias
ACFM	Comité Asesor para la Gestión de Pesquerías
B_{lim}	Biomasa límite
B_{obje}	Biomasa objetivo
ZEE	Zona económica exclusiva
C	Capturas
CCTEP	Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca
CIEM	Consejo Internacional para la Exploración del Mar
CCAMLR	Comisión para Conservación de los Recursos Vivos del Antártico
CPUE	Capturas por unidad de esfuerzo
CV	Caballos de vapor
DC	Composición de la dieta de un organismo vivo
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
f	Esfuerzo nominal
f_e	Esfuerzo pesquero efectivo
FiB	Índice de pesquerías balanceadas
GT	Tonelaje de arqueo bruto
ICES	Consejo Internacional para la Exploración del Mar
IEO	Instituto Español de Oceanografía
ITQs	Cuotas individuales transferibles
IQs	Cuotas individuales
M	Mortalidad pesquera
MTI	Índice trófico marino
NPV	Valor Presente Neto
ORP	Organización Regional de Pesca
POP	Programas de Orientación Plurianual
PPC	Política pesquera comunitaria
PPN	Productividad primaria neta
PPR	Productividad primaria requerida
PSR	Presión-Estado-Respuesta
R	Reclutamiento
SAUP	Sea Around Us
SSB	Biomasa reproductora
TAC	Totales Admisibles de Captura
TIOPECSA	Tablas Input-Output Pesca Conserva Gallegas
TL	Nivel trófico
TURFs	Derechos territoriales de uso
TRB	Tonelaje de registro bruto
Trip	Tripulantes
UNCED	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo
UNCLOS	Convención de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar
Z	Mortalidad total

INTRODUCCIÓN

“In some fisheries, very conservative management policies have been employed as a hedge against uncertainty. The usual justification for these policies is to avoid taking risks with the stocks until better scientific data can be gathered about their potential productivity. This is the most curious argument; how can scientific data about the potential of a stock be gathered when the stock is prevented from empirically exhibiting that potential?”

Raymond Hilborn and Carl Walters (1992) Quantitative fisheries stock assessment.
Choices, dynamics and uncertainty.

INTRODUCCIÓN

Históricamente, los efectos de la actividad pesquera sobre los ecosistemas marinos no recibieron mayor atención hasta que, en el año 1854, John Cleghorn acuñó el término de sobrepesca y lo hizo público a la comunidad científica. Fueron dos zoólogos de su tiempo, Thomas Huxley y Ray Lankester, quienes mantuvieron un arduo y estimulante debate sobre este término. Thomas Huxley aseveró, en 1884, que probablemente gran parte de las pesquerías eran inagotables, y que los peces poseían una elevada fecundidad como para que su biomasa estuviera influenciada por la pesca.

Este argumento fue parcialmente rebatido con el trabajo de Bruce McIntosh en el que demuestra las complejas interacciones en las pesquerías de Escocia, concluyendo que la pesca reducía la abundancia de los peces. A partir de entonces, se produjo un creciente consenso científico sobre la necesidad de ampliar y mejorar la investigación pesquera para identificar los posibles efectos de la pesca a lo largo del tiempo. Nos encontramos, pues, que a lo largo de los últimos cien años se han ido desarrollando numerosos trabajos sobre el estudio biológico, económico y ecológico de la explotación de los recursos pesqueros en todo el mundo. Esta memoria de tesis doctoral pretende aportar una nueva contribución a lo ya desarrollado a lo largo de los últimos años.

El propósito final de este trabajo consiste en profundizar en el estudio de los efectos e implicaciones de la política pesquera de la Unión Europea no sólo en los caladeros comunitarios sino también en las pesquerías de aguas profundas. Esta investigación procura realizar, desde una perspectiva comprehensiva de los efectos económicos y ecológicos, un análisis sobre las poblaciones comerciales y flotas de pesca europeas que operan bajo la reglamentación comunitaria, al tiempo que procura examinar de forma detallada las características de las pesquerías de aguas profundas de interés comercial.

Bajo esta configuración, a lo largo de este trabajo combinamos los objetivos señalados con la aplicación de indicadores de sostenibilidad aplicados a las pesquerías artesanales del litoral de Galicia. Para alcanzar este objetivo general, hemos formulado los siguientes interrogantes específicos:

1. Resulta posible identificar los cambios estructurales y la eficiencia de los diferentes estratos de la flota pesquera de la Unión Europea?
2. Cuáles son los efectos del progreso tecnológico sobre los planes de reestructuración y reducción de capacidad?
3. Cómo ha evolucionado la flota comunitaria en cada uno de sus estratos de bajura, litoral, altura y gran altura?
4. Es posible conocer los patrones de explotación y los efectos ocasionados sobre los niveles de abundancia de las especies comerciales en los caladeros comunitarios?
5. En esta línea, resulta científicamente posible investigar el alcance global de la pesca europea en aguas profundas en todo el mundo?, si es así, cuáles son sus principales implicaciones?
6. Existen indicadores de sostenibilidad que resulten aplicables para medir la progresiva evolución de la resiliencia y la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas marinos de la plataforma continental de Galicia?
7. Cómo ha respondido la capacidad de carga de estos ecosistemas en términos de productividad primaria requerida a la explotación pesquera en todo el litoral?

Cada uno de estas hipótesis posee entidad propia y responde a problemas y realidades distintas del sector pesquero, aunque todas ellas se encuentran interrelacionadas y dirigidas a la formulación y consecución de un denominador común como es la sostenibilidad de los recursos pesqueros. Además, cada uno de estos interrogantes responde a niveles de análisis distintos en sus ámbitos geográfico, temporal y material, en la medida que pretende abarcar las pesquerías comunitarias, las pesquerías de aguas profundas, y la pesca de bajura y litoral que operan en la plataforma continental de Galicia. En todos estos ámbitos de actuación, hemos escogido el mayor período temporal posibles atendiendo a las estadísticas oficiales disponibles.

El trabajo que aquí presentamos consta de dos partes claramente diferenciadas aunque estrechamente vinculadas en cuanto a su contenido e implicaciones. La primera parte consta de 4 capítulos. En el *Capítulo 1*, de carácter introductorio, presentamos los factores más relevantes que han contribuido a la crisis mundial de la regulación pesquera, reflejando el intenso debate científico existente así como las posibles alternativas para resolver la situación actual de crisis. Del mismo modo, se examinan las principales características de la evolución de la política pesquera comunitaria en materia acceso de las flotas y de la conservación de los recursos pesqueros. Desarrollamos, así, una retrospectiva histórica de la construcción de la política pesquera en tanto y en cuanto permite identificar los diferentes intereses en presencia de cada uno de los Estados miembros.

En el *Capítulo 2* abordamos el análisis de las transformaciones estructurales de la flota desde los inicios de la política pesquera comunitaria hasta la actualidad. A pesar de la relevancia de la política estructural de la flota, resulta llamativa la ausencia de estudios sistemáticos que permitan identificar las principales tendencias de las flotas. En este capítulo presentamos los resultados de los programas de orientación plurianual

(1986-2002). De la misma manera, exploramos los efectos del progreso técnico desde una perspectiva dinámica que permite comparar su evolución con la variación anual de reducción real de la flota. Igualmente, abordamos el examen, en cada uno de los estratos de la flota de bajura, litoral, altura y gran altura registrada en puertos comunitarios, de los coeficientes técnicos y de las ratios de productividad económica y laboral en cada Estado miembro.

El *Capítulo 3* examina los principales efectos e implicaciones de la política de conservación y gestión de la Unión Europea desde sus inicios hasta la actualidad. Para ello, estudiamos de forma detallada esta política desde tres perspectivas distintas. En la primera, se examinan las recomendaciones científicas por parte de los biólogos expertos de ICES, las cuotas propuestas por la Comisión Europea para cada una de las zonas sujetas a TACs, y las cuotas aprobadas por el Consejo durante 1986-2007. En segundo lugar, para evaluar el impacto de los TACs sobre los recursos marinos se analizan las principales variables representativas de la abundancia relativa de un stock, como la biomasa, mortalidad pesquera, reclutamiento, capturas, capturas por unidad de esfuerzo y descartes. Por último, efectuamos una radiografía de la situación actual de todas las poblaciones comerciales utilizando tres indicadores de precaución establecidos por ICES.

Con el *Capítulo 4* finalizamos el análisis de las implicaciones de la política pesquera comunitaria y, con él, la primera parte de esta tesis. En este capítulo realizamos un examen desde una doble perspectiva. Por un lado, abordamos el estudio de la explotación pesquera actual de las pesquerías de aguas profundas así como los principales instrumentos internacionales de regulación de estas especies.

Por otro, presentamos, por primera vez, el cómputo detallado de las capturas y cuotas de especies de aguas profundas de la flota comunitaria en todos los océanos.

Igualmente, y dado que la flota europea de gran altura constituye uno de los actores más activos del mundo en este tipo de pesquerías, exponemos el cálculo de la longevidad y profundidad media de las capturas para el período 1950-2006, distinguiendo los distintos hábitat donde éstas se producen como los arrecifes de coral, el hábitat batidemersal, batipelágico, pelágico, pelágico-nerítico, y pelágico-oceánico.

La Parte 2 de este trabajo de investigación también consta de 4 capítulos. En el *Capítulo 5* efectuamos un análisis de la relevancia del concepto de resiliencia y su pertinencia y aplicabilidad a los ecosistemas marinos. La capacidad de autoorganización, autorregulación y capacidad adaptativa a las perturbaciones de toda índole, como la contaminación, la actividad pesquera, o el cambio climático, son aspectos escasamente estudiados por la literatura de la economía pesquera y sólo recientemente explorados por numerosos ecólogos y economistas enrolados en lo que aquí podríamos denominar “*Escuela de Estocolmo*” del Beijer Institute of Ecological Economics y el Resilience Stockholm Centre. Por ello, en este capítulo abordamos las implicaciones de la incorporación de este concepto en el lenguaje científico así como su paulatina introducción en los mecanismos de regulación pesquera.

En el *Capítulo 6* analizamos los diversos indicadores de sostenibilidad que se han aplicado a los ecosistemas marinos, presentando los progresos alcanzados en los últimos años. Entre los indicadores de relevancia que han tenido una gran repercusión mundial en la comunidad científica, destacan el Índice Trófico Marino, reconocido por la Convención sobre Biodiversidad Biológica como uno de los ocho indicadores para medir la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas en todo el planeta.

Este indicador se propone testear si las pesquerías están siendo explotadas de forma sostenible o no, a través de la combinación de información detallada de los niveles tróficos y de capturas de cada una de las especies comerciales. En este capítulo

presentamos la metodología de cálculo del indicador, y repasamos las principales críticas que ha recibido. También se muestra la oportunidad, pertinencia y utilidad de su aplicación a los ecosistemas marinos. Como extensión de este indicador, también se presenta el concepto y metodología de aplicación del Índice de Pesquerías en Balance como medida para evaluar el proceso de expansión espacial y taxonómica de las flotas a lo largo del tiempo.

Este indicador no sólo procura validar los potenciales resultados obtenidos del índice trófico marino, sino también permite verificar si un ecosistema se encuentra balanceado o no en términos ecológicos, a partir de la información de capturas y de la transferencia energética entre cada uno de los niveles de la red trófica. Por último, en este capítulo abordamos los aspectos teóricos de la medición de la capacidad de carga en términos de productividad primaria requerida para las capturas que se extraen de un determinado ecosistema o área de pesca. Esta descripción teórica nos permitirá realizar una aplicación empírica en el *Capítulo 8* en todas las zonas ecogeográficas del litoral gallego.

Los *Capítulos 7 y 8* abordan la rutina metodológica formalmente establecida para la reconstrucción de las capturas y la ampliación de estos indicadores en toda la plataforma continental de Galicia para las especies capturadas y pertenecientes a la pesca de bajura y litoral. El dominio de aplicación de los indicadores de sostenibilidad y las estimaciones de productividad primaria requerida para las capturas es la pesca de bajura y litoral que opera dentro de la plataforma continental.

Para ello, resulta necesario, previamente, elaborar una reconstrucción histórica de las capturas efectuadas, dado que las estadísticas oficiales no permiten conocer de manera directa el volumen ni las especies capturadas por la pesca artesanal en Galicia.

La reconstrucción estadística constituye un paso previo no sólo para la aplicación de indicadores de sostenibilidad, sino también porque aporta valiosa información sobre la explotación real de un ecosistema marino, de tal forma provoque aporta evidencias acerca del estado de los stocks. Además, en este capítulo se presenta, por primera vez en España, el cómputo de la capacidad de carga medido en términos de productividad primaria requerida para las capturas efectuadas por la flota de bajura y litoral que opera en Galicia. La delimitación geográfica de las zonas que abarca este estudio coincide con al demarcación de las nueve zonas ecogeográficas establecidas por la Consellería de Pesca y Asuntos Marítimos, y son A Coruña-Ferrol, Cedeira, Costa da Morte, Fisterra, Mariña-lucense, Muros-Noia, Ría de Arousa, Ría de Pontevedra y la Ría de Vigo.

Finalmente, para todas las personas interesadas en realizar futuras aplicaciones de éstos o de otros indicadores de sostenibilidad, aportamos al final de esta memoria los respectivos apéndices que recogen información detallada de las cuotas de pesca en aguas comunitarias y en aguas profundas, así como los datos de capturas reconstruidos para la pesca de bajura y litoral en las zonas ecogeográficas que han sido empleados para el cálculo de el índice trófico marino, el índice de pesquerías en balance y la productividad primaria requerida para esas capturas.

**PARTE 1: MAGNITUD E
IMPLICACIONES DE LA
POLÍTICA PESQUERA
COMUNITARIA SOBRE LOS
ECOSISTEMAS MARINOS**

Capítulo 1

LA CRISIS MUNDIAL DE LA REGULACIÓN DE LA PESCA: PROBLEMAS, DEBATES Y POSIBLES SOLUCIONES

“In physics, when scientists reach the limit of their instruments’ resolution and encounter phenomena that are blurred, they build a bigger machine, a bigger microscope, telescope, or particle detector, capable of clearly detecting the phenomenon under discussion. This decides the issue of its existence, and if it is found to exist, its features”.

Daniel Pauly and John Mclean (2003) In a perfect ocean. The state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean.

1.1. LA CRISIS MUNDIAL DE LA PESCA

Desde hace aproximadamente diez años los científicos y la sociedad en general asistimos al declive casi generalizado de las poblaciones comerciales en el océano Atlántico Nordeste.

Prácticamente nadie pone en duda estas tendencias (Pauly *et al.*, 2002, Christensen *et al.*, 2003; Hilborn *et al.*, 2003; FAO, 2007) ni los factores que han contribuido a la actual crisis pesquera mundial: el libre acceso a numerosas pesquerías (Gordon, 1954), los cambios en el derecho internacional del mar (Orrego Vicuña, 1994), el otorgamiento de subsidios por parte de los gobiernos (Milazzo, 1998), la sobrecapitalización de las flotas que incentivan la competición entre pescadores (Pitcher y Hart, 1982), agravada por el reciente incremento de los precios de combustible, un patrón que tiene a ser perpetuarse en el tiempo (Hilborn y Sibert, 1988), la gestión no cooperativa de las pesquerías (Sumaila, 1997), la ausencia de adecuados incentivos y objetivos (Hannesson, 1998), la aplicación de principios a corto plazo de las presentes generaciones, apoyada por los economistas neoclásicos, incapaces de preservar los recursos para las futuras generaciones, ineficientes mecanismos de gobernanza (Pauly *et al.*, 2003), la creciente demanda de pescado para consumo humano (Alder y Sumaila, 2004), el cambio climático (Hannesson, 2007) y la pesca ilegal (Agnew *et al.*, 2009).

1.1.1. El recurso pesquero como un recurso de naturaleza *Common Pool Resource*

La bioeconomía pesquera evolucionó desde los pioneros trabajos de Gordon (1954), Schaefer (1954,1957), Scott (1955), hasta las versiones dinámicas de estos trabajos desarrollados por Quirk y Smith (1970), Clark (1973), Clark y Munro (1975). Los

trabajos de Gordon (1954) y Scott (1955) habitualmente suelen citarse por su originalidad en el tratamiento de la gestión de recursos bajo un tratamiento microeconómico de carácter neoclásico, y por introducir, por primera vez, la influencia de los diversos regímenes de propiedad en las soluciones alcanzadas en el equilibrio bioeconómico de las pesquerías.

La idea que subyace en el trabajo de Gordon (1955) se basa en que los problemas de gestión de la mayor parte de los recursos se deben a la dificultad de establecer adecuados derechos de propiedad sobre estos recursos. Si una pesquería de libre acceso tiene potencial de ser explotada comercialmente y no se encuentra sujeta a restricciones gubernamentales, entonces se darán fallos en el mercado inevitables, en el sentido de que la pesquería se expandirá hasta el punto de alcanzar un punto de sobrepesca económica, disipando completamente las rentas derivadas de la explotación del recurso. Para caracterizar esta situación, Gordon (1955) acuñó el pionero y relevante término “*equilibrio bioeconómico*”. Para evitarlo, Gordon (1955) cree que la solución pasa por articular cambios institucionales para poder alcanzar soluciones de equilibrio económicamente estables.

Todos estos trabajos han procurado examinar el caso paradigmático de los *Common Pool Resources* (CPRs), como son los recursos pesqueros. En una situación de indefinición o falta de clarificación de los derechos de acceso, el recurso pesquero será sobreexplotado y en último término agotado (Hardin, 1968). Ello es así porque el hecho de que el recurso pesquero solamente pueda apropiarse una vez capturado, tiende a incentivar a las empresas a iniciar una carrera por pescar y a continuar invirtiendo en una pesquería hasta que el excedente económico sea disipado (Hannesson, 1998).

En la medida en que cada usuario ignora los costos sobre los demás usuarios, las decisiones de naturaleza individual suelen originar un sobreesfuerzo en el uso del

recurso de carácter acumulativo, que en última instancia provoca el colapso o la destrucción del recurso común (Ostrom *et al.*, 1999). Del mismo modo, se ha demostrado que los agentes económicos tienen muy pocos incentivos para colaborar en un esfuerzo colectivo de contribuir a la mejora del estado de los stocks de una pesquería (Thébaud, 2000).

1.1.2. Cambios en el Derecho Internacional del Mar: de la dicotomía clásica a la proliferación de áreas de pesca

Desde tiempos remotos la regulación de los espacios marítimos se ha caracterizado por el firme asentamiento del principio de libertad de los mares; por la creencia de que los recursos del mar eran inagotables; y por un esquema dual de los espacios marítimos donde sólo cabía el mar territorial y el Alta Mar.

Con posterioridad a la firma del Tratado de Tordesillas en 1494 y a la vista de los inconvenientes que crearía su aplicación para los intereses de los Países Bajos, Hugo de Grot, abogado de la Compañía Holandesa de las Indias Orientales, publica de forma anónima su libro *Mare liberum*, en el que defiende el principio de libertad de los mares. Sostenía, en esencia, que la propiedad de los recursos se basaba en la ocupación y que no pueden ser medidos o encerrados, y que no podían ser objeto de apropiación, perteneciendo, en consecuencia, a toda la Humanidad. Bajo este argumento subyacía la idea la inagotabilidad de los recursos y, por tanto, de su uso sin límites (Zeller y Pauly, 2004).

Defendiendo la postura contraria, John Selden escribe su obra *Mare Clausum* en la que consideraba al mar como susceptible de apropiación refutando, a la vez, la teoría sobre el carácter ilimitado de los recursos. Con la publicación, en 1702, de la obra *De dominio Maris* Cornelio Van Bynkershoek pondría fin a esta controversia imponiéndose

definitivamente el principio de libertad de los mares, si bien también se logra imponer una limitación de especial trascendencia como era el establecimiento de una franja del área adyacente a sus costas por razones de seguridad y defensa..

La ruptura del dogma de la libertad de los mares que gobernó toda esta etapa tuvo una lenta evolución para luego acentuarse de forma significativa en la primera parte del Siglo XX, donde asistimos a un proceso de *pulverización* de los límites de soberanía estatal, fundados sobre la premisa del incremento territorial de la soberanía o jurisdicción de los espacios marítimos (Dupuy-Vignes, 1991). A mediados del Siglo XX este régimen comenzó a resquebrajarse con dos acontecimientos históricos como la finalización de la Segunda Guerra Mundial y las Proclamaciones, en 1945, del Presidente de los Estados Unidos Harry Truman¹.

Este precedente generó un efecto multiplicador en la práctica legislativa de la comunidad internacional, especialmente de los países latinoamericanos que, disconformes con los principios imperantes y demandando un nuevo *status quo* capaz de potenciar sus capacidades, pretendían tener una activa participación -ausente en las etapas precedentes- en esta etapa de transformación del Derecho clásico del Mar (Gordon, 1954; Orrego Vicuña, 1974; Dahmani, 1987; Miles, 1989; Pearse, 1996)².

Ello originó la expansión de los espacios marítimos y la creación de un mosaico jurídico de los océanos de extraordinarias consecuencias económicas. Este nuevo escenario provocó transformaciones sustanciales en el sector pesquero, originando un incremento significativo de las capturas y de los flujos comerciales, la evolución de

¹ En la primera afirmó que el gobierno de Estados Unidos consideraba los recursos naturales del subsuelo y del lecho marino de la plataforma continental debajo de la Alta Mar, como propiedad de los Estados Unidos y, por tanto, sujetos a su jurisdicción. En la segunda, consideraba adecuado establecer zonas de conservación en las áreas de alta mar contiguas a sus costas, en las que las actividades pesqueras se han desarrollado y lo serán en el futuro a gran escala.

² Los motivos de estas reclamaciones han sido exclusivamente de carácter económico-social, en el sentido de que tales extensiones de sus competencias obedece a la necesidad de ejercer una política de aprovechamiento de los recursos naturales (Vargas Carreño, 1973).

nuevas técnicas de pesca, la modificación de la movilidad geográfica de las embarcaciones y la reasignación del reparto de los recursos. Tal proceso de revisión del Derecho del Mar no es más que una continuación, con matices naturalmente diferentes, pero sin afectar en lo sustancial de sus planteamientos, de la confrontación dialéctica sobre la apropiación del medio marino, que enfrenta, otra vez, a los Estados ribereños y a las potencias marítimas. Esta cuestión que, sin duda ha suscitado uno de los debates más fascinantes en el derecho internacional del mar, constituye el verdadero centro de gravedad de toda la problemática de gestión de pesquerías.

Por esta razón, cobra especial interés la entrada en vigor, en 1995, de la *Convención de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar* (UNCLOS) que, con el objeto de proteger los recursos de los Estados costeros, estableció derechos de propiedad a los Estados ribereños en sus zonas económicas exclusivas (ZEEs) hasta las 200 millas. Sin embargo, si bien ello pudo suponer, en principio, una ventaja para los países en desarrollo, en la práctica no originó, necesariamente, una mejora en la gestión y explotación de los recursos pesqueros (Rogers, 1995; Pauly y Watson, 2005; Hilborn *et al.*, 2003).

En primer lugar, porque no han podido obtener los beneficios económicos esperados, debido a la imposibilidad de adoptar medidas apropiadas de gestión, especialmente en África (Kaczynski, 1989; Alder y Sumaila, 2004). Este primer factor se explica no sólo por la intensificación del esfuerzo pesquero en las aguas sometidas a su jurisdicción por las flotas locales (Pauly y Maclean, 2003), sino también por el aumento del número de *joint ventures* en terceros países, puesto que los acuerdos de pesca sólo significaban una respuesta parcial y temporal a las dificultades del nuevo orden oceánico (Kaczynski, 1979).

En segundo lugar, porque los países denominados “*ganadores*” que en principio dispondrían para sí un volumen mayor de pescado (González-Laxe, 2003), aprobaron masivos programas de construcción de buques con el objeto de explotar sus recursos (MacSween, 1983).

En tercer lugar, también cabe reconocer un elevado grado de corrupción de los funcionarios locales, escasos mecanismos de control interno, y una nula cultura de transparencia, en particular en África (Alder y Saumaila, 2004) y América Latina (Abdallah *et al.*, 2007; Villasante y Sumaila, 2008).

1.1.3. La sobrecapitalización de las flotas

El rápido incremento de la eficiente tecnológica y la intensidad pesquera de las flotas de las últimas décadas ha tenido un fuerte impacto sobre los recursos pesqueros, sobre el régimen de acceso y propiedad de los recursos y sobre la provisión de productos de la pesca (García y Newton, 1995). Este crecimiento tuvo lugar principalmente en la *Primera Era* de industrialización y expansión pesquera (1870-1950), que se produjo como resultado del aumento de la población, los ingresos *per cápita* y la creciente urbanización costera, sobre todo de Japón y de aquellas naciones que bordeaban las costas europeas hasta el inicio de la Primera Guerra Mundial (Gulland, 1974; Cushing, 1988). En el caso de las poblaciones europeas, la interrupción de la pesca por las dos Guerras Mundiales significó una de las primeras evidencias de los beneficios de cierre de las pesquerías. No obstante, los pescadores respondieron con un incremento de las capturas y con flotas dotadas de mayor radio de acción, generando un nuevo ciclo de competencia y carrera por pescar más y mejor (Gulland, 1974; Cushing, 1988), patrón que esta vez se expandió a Australia y China (Solecki, 1966).

La *Segunda Era* de industrialización pesquera (1950-1980s) finaliza con un nuevo proceso de mejora tecnológica con la creación del *Fairtry*, el primer buque arrastrero congelador por popa que se botaba de los astilleros de Aberdeen, y con las declaraciones de las ZEEs en la práctica totalidad de los océanos (Gulland, 1974; López Veiga, 2000). Desde entonces, con frecuencia se cita a la sobrecapitalización de las flotas como una de las principales causas del declive de las poblaciones comerciales (García y Newton, 1995; Hilborn *et al.*, 2003; Lindebo, 1999, 2003; Myers *et al.*, 2007; Pauly *et al.*, 2002; 2003).

1.1.4. Los efectos de los subsidios pesqueros

Con respecto a la flota pesquera existe una preocupación creciente en relación a que la actual sobrecapacidad pesquera representa la mayor amenaza para la conservación de los recursos marinos (FAO, 1998; UNEP, 2002).

Si bien determinados subsidios como los programas de formación o la financiación de áreas marinas protegidas pueden conllevar efectos positivos para la conservación de los recursos (Milazzo, 1998), lo cierto es que existe un consenso generalizado en que dichos incentivos han agravado el problema de sobrecapacidad a escala global (FAO, 1999; OECD, 2000; Clark *et al.*, 2005; Khan *et al.*, 2006; Sumaila y Pauly, 2007).

Estos subsidios reducen costos fijos y variables, mejoran los ingresos y mitigan los riesgos, alentando a realizar mayores inversiones en pesquerías agotadas (FAO, 1999). El otorgamiento de subsidios contribuye, directa e indirectamente, al aumento del esfuerzo pesquero, menoscabando las medidas tendentes a la sostenibilidad de los recursos (Porter, 1998; Clark *et al.*, 2005). Además, afecta la distribución de los ingresos, ya que beneficia únicamente a quienes los reciben, sin contribuir con ningún beneficio económico al resto de la sociedad. La sociedad, a través de sus impuestos,

recibe en contraprestación unos recursos pesqueros diezmados y sólo a corto plazo, puesto ya que a largo plazo y ante la escasez de pescado los precios tenderán a aumentar (Pauly *et al.*, 2002).

Desde la óptica de la eficiencia la sobrecapacidad pesquera origina la reducción de la rentabilidad de una actividad económica (Gordon, 1954; Rogers, 1995; Stump y Batker, 1996); mientras que desde la perspectiva de la conservación de los recursos, el exceso de capacidad puede suponer hasta el colapso de las pesquerías (Khan *et al.*, 2006; Gelchu y Pauly, 2007; Sumaila y Pauly, 2007).

Diversos estudios económicos abordaron esta problemática, y han procurado cuantificar el volumen anual de subsidios que otorgan los gobiernos a la industria pesquera. Aunque difieren sobre el quantum de las ayudas, estos trabajos concluyen que las ayudas oscilan desde USD 54 mil millones de dólares (FAO, 1992), USD 14-20 mil millones de dólares (Milazzo, 1998), hasta USD 26 mil millones (Khan *et al.*, 2006; Sumaila y Pauly, 2007).

1.1.5. La gestión no cooperativa: el caso de los recursos transfronterizos

Una preocupación importante derivada de la extensión de las aguas territoriales ha sido la gestión de los recursos transfronterizos³ (Munro, 1987), en la medida en que los economistas observaron tales recursos como un tipo de capital natural a preservar (Clark y Munro, 1994). La significancia de los problemas relacionados con la gestión de los stocks transfronterizos ha sido reconocida antes de la III *Conferencia de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar*, mientras que la relevancia de la gestión de los

³ Aquí también llamados stocks compartidos, tal y como lo hace la literatura científica en este tema.

compartidos y altamente migratorios no mereció la atención hacia finales de los 1980s (Munro *et al.*, 2005).

Es así como la explotación de los recursos compartidos y altamente migratorios adquirió una relevancia muy significativa en los 1990s, cuando el volumen total de capturas reportado fue de 5,1 millones de t, dominadas fundamentalmente por las capturas de túnidos y especies de la familia *Scombridae* (4,8 millones de t), mientras que las capturas de especies oceánicas epipelágicas y de aguas profundas fue de 5,6 millones de t en 2004 (Maguire *et al.*, 2006).

FAO define los stocks compartidos como aquellas poblaciones que son explotadas por más de un Estado (Munro *et al.*, 2005), y establece 4 categorías:

1. los recursos que migran de los límites de la ZEE de un Estado costero hacia la(s) ZEE(s) de uno o más Estados costeros se denominan “*transboundary stocks*”;
2. los “*highly migratory stocks*” o especies altamente migratorias, recogidas en el Anexo I de UNCLOS que se componen, mayoritariamente, de túnidos. Estas especies son migradores por naturaleza, y se encuentran tanto en las ZEE(s) de los Estados costeros como en Alta Mar;
3. todos los demás stocks (a excepción de los anádromos/catádromos) que se encuentran tanto en las ZEE(s) de los Estados costeros como en Alta Mar, usualmente conocidos como “*straddling stocks*”; y los
4. stocks que son encontrados exclusivamente en Alta Mar, denominados “*discrete High Seas fish stocks*”.

UNCLOS no define el término de “*stock compartido*”, pero se refiere a ellos en el artículo 63(2) “*the same stock or stocks of associated species (which) occur both within*

the economic exclusive zone and in an area beyond to the zone". Por tanto, los stocks compartidos son un término genérico para referirse a todos los recursos pesqueros, tanto demersales como pelágicos, que cruzan los límites de la ZEE de un Estado hacia el área adyacente de Alta Mar (Kaitala y Munro, 1997). UNCLOS aborda la gestión de estos stocks en los arts. 63-64 (Zona Económica Exclusiva), el art. 87 (Libertad en Alta Mar), en conjunto con los arts. 116-120 (Conservación y gestión de los recursos vivos en Alta Mar).

Sólo el art. 63(1) de UNCLOS se refiere de manera directa a la gestión de los stocks compartidos, estableciendo que: "*Where the same stock or stocks of associated species occur within the exclusive economic zones of two or more coastal States, these states shall seek, either directly or through appropriate sub regional or regional organizations, to agree upon the measures necessary to coordinate and ensure the conservation and development of such stocks without prejudice to the other provisions of this Part [V]*" (Naciones Unidas, 1982).

No obstante, existe al menos una interpretación del deber de negociar, que implica el art. 63(1), y del término "*desarrollo*" que se recoge en dicho artículo. En el caso de la *Plataforma continental del Mar del Norte*⁴, la Corte Internacional de Justicia se ocupó del derecho a negociar en el contexto de las limitaciones de las fronteras marítimas. Señaló que "*the parties are under the obligation to enter into negotiations with a view to arriving at agreement, and not merely to go through a formal process of negotiation... they are under the obligation so to conduct themselves that the negotiations are meaningful, which will not be the case when either of them insists upon its own position without contemplating any modification of it*" (Munro *et al.*, 2005).

⁴ Véase International Court of Justice, *Reports 1964*, p.3.

Por tanto, UNCLOS impone la obligación de los Estados ribereños de negociar acuerdos de cooperación para la gestión de los recursos transfronterizos, pero no impone que los Estados deban alcanzar dicho acuerdo. En todo caso, se trata de una obligación de actuar de buena fe por parte de los Estados (Molenaar, 2000). Si son incapaces de llegar a un acuerdo, cada Estado deberá gestionar la parte de sus recursos transfronterizos que se encuentran en su ZEE (Munro *et al.*, 2005). Igualmente, es importante señalar que si los Estados ribereños explotan de manera no cooperativa sus recursos transfronterizos, no necesariamente estarían violando las disposiciones de UNCLOS (Munro, 2006).

En teoría, los stocks compartidos deberán ser gestionados a nivel regional sobre la base de las ORPs, ya que en general una adecuada gestión requiere de negociaciones y acuerdos entre los Estados interesados, con el objeto de estipular de manera conjunta algunas claves en la gestión como el acceso, el reparto de las cuotas, y la aplicación de medidas de conservación. Bajo el marco negociador establecido por el *Acuerdo de Nueva York de 1995*, los Estados ribereños y los demás Estados interesados en Alta Mar deberán perseguir la cooperación en relación con estos stocks a través de acuerdos o bien por medio de la creación de ORPs (Naciones Unidas, 1995).

Este aspecto clave del *Acuerdo de Nueva York de 1995* se encuentra intrínsecamente relacionado con, al menos, tres cuestiones relevantes en la discusión y negociación de los acuerdos: (a) cuál es el nivel cooperación requerido entre los Estados con “*interés real*” (Molenaar, 2000), (b) qué tipo de requerimientos o condiciones serían exigibles o necesarias para la entrada de nuevos miembros en la ORP? (Munro, 1990), (c) cuál sería el proceso más adecuado para la integración de un nuevo miembro (Pintassilgo y Costa-Duarte, 2000), y (d) cuáles serían las consecuencias del fracaso de la cooperación en la gestión de los recursos compartidos.

En este sentido, tal vez la cuestión más importante radica en lo que estipula el art. 8 párrafo 3, que dice “*States having real interest in the fisheries concerned may become members of such organization or participants in such arrangement. The terms of participation in such organization or arrangement shall not preclude such States from membership or participation, nor shall they be applied in a manner which discriminates against any State or group of States having a real interest in the fisheries concerned*” (Naciones Unidas, 1995). No obstante, el término “*interés real*” es excesivamente ambiguo como para ofrecer una respuesta clara, lo que ha dado lugar a controversias como ha ocurrido en las negociaciones que condujeron al Convenio de pesca del Pacífico Oeste y Central.

Desde la bioeconomía pesquera se han creado fórmulas para la gestión de los recursos compartidos, y han emergido dos tipos de instrumentos analíticos. Por un lado, la aplicación estándar de los modelos bioeconómicos de Schaefer (1957) en tiempo discreto y Ricker (1954) en tiempo continuo, y los modelos de cohorte de Beverton y Holt (1957), en los que se considera únicamente la participación de un Estado, han sido los más frecuentemente utilizados. Por otro, la pionera combinación de los modelos bioeconómicos con la teoría de juegos (Nash, 1951,1953) desarrollada por Munro (1979, 1990)

La teoría de juegos examina matemáticamente la interacción entre los individuos, empresas o Estados (Munro, 2006) denominados “*jugadores*”, introduciendo métodos para el análisis estratégico de las opciones de los agentes que explotan de forma conjunta un stock (Finus, 2001). Los jugadores asumen que actúan de manera racional y que disponen de varias opciones abiertas, terminológicamente definidas como estrategias; el resultado o beneficio esperado por cada jugador se denomina “*payoff*”; y el resultado del juego, si existe y es posible alcanzar, “*solution*” (Murno *et al.*, 2005).

La utilidad de esta teoría nos permite a los investigadores indagar y predecir las posibles soluciones del juego en la forma de coaliciones más o menos estables.

Las primeras aplicaciones de la teoría de juegos cooperativa empleaba sólo dos agentes en la explotación del stock (Munro, 1979), y desde entonces la teoría se ha visto como un estimulante y rico campo de estudio desde mediados de los 1990s (Flaaten y Armstrong, 1988; Armstrong y Flaaten, 1991; Fischer y Mirman, 1992; Mesterton-Gibbons, 1993; Agüero y González, 1996; Kaitala y Munro, 1997; McKelvey, 1997; Sumaila, 1997; Arnason *et al.* 2000; Brasão *et al.*, 2000; Hutton *et al.*, 2001; FAO, 2002a; Laukannen, 2003; Munro *et al.*, 2005; Trisak, 2005; Domínguez-Torreiro y Surís-Regueiro, 2007; Varela-Lafuente y Garza-Gil, 2002; Villasante y Sumaila, 2008, 2009).

En los juegos cooperativos, los individuos o “*jugadores*” están dispuestos a cooperar y en condiciones de comunicarse. El hecho es que desde la perspectiva cooperativa de un stock, el principio de cooperación dependerá, en gran medida, de los niveles de cooperación existentes (nivel primario y secundario de cooperación)⁵ entre los Estados (Gulland, 1980) y sobre la condición de que el número de partes interesadas sea, al menos en principio, limitado sólo a unos pocos (Hannesson, 1995). En los juegos cooperativos, existen dos condiciones para una solución estable: (a) la optimalidad de Pareto y (b) la satisfacción de la restricción de la racionalidad individual.

En el primero caso, cualquier ajuste que mejore la situación de, al menos, un individuo, sin empeorar la de los demás, se considera una mejora de Pareto. La optimalidad de Pareto sugiere una situación en la que se han agotado las oportunidades

⁵ Gulland (1980) señala que existen dos niveles de cooperación: el primero de ellos se refiere exclusivamente al ámbito de la cooperación científica y de investigación (*nivel primario*) sin incluir planes de coordinación. El segundo de ellos (*nivel secundario*) abarcaría ámbitos de cooperación como el desarrollo e implementación de programas de gestión de stocks compartidos. Si no se alcanza el nivel primario, parece obvio que no se podrá llegar a un nivel más activo de gestión pesquera.

para una mejora de Pareto y no es posible mejorar la situación de un individuo, si no es a expensas de los otros (Munro *et al.*, 2005). La satisfacción de la restricción de la racionalidad individual establece que una solución de un juego cooperativo no será estable si los pagos que de ella se derivan para todos y cada uno de los individuos no son, al menos, tan buenos como lo serían en condiciones de no cooperación (Kaitala y Munro, 1993; Munro *et al.*, 2005).

Por su parte, en un juego no cooperativo o competitivo, los jugadores se llevan enteramente por su propio interés individual. De crítica importancia es el hecho que los jugadores puedan comunicarse con los otros de forma efectiva. En un juego competitivo, la línea de comunicación entre los jugadores es defectuosa o simplemente inexistente (Sumaila, 1999). Una solución estable a un juego no cooperativo fue definida por Nash (1951) como una situación en la que cada jugador, atendiendo a las estrategias seguidas por los otros, no demuestra incentivo alguno al cambio.

La literatura clásica ha concluido que, excepto en circunstancias excepcionales, la solución no cooperativa supone, en la mayor parte de los casos, una significativa, incuestionable e indeseable sobreexplotación de los recursos pesqueros (Munro, 1979; Sumaila, 1999). Clark (1980) arguye que, si los jugadores son simétricos, esto es, idénticos en todos los aspectos, el resultado será similar al que se puede encontrar en una situación de pesquería de acceso abierto, conocida en la literatura científica como de equilibrio bioeconómico, caracterizado por la sobreexplotación del recurso y por la excesiva capacidad de pesca si el recurso fuera explotado de manera óptima. Ello se debe a que el resultado es ineficiente en términos de mejora de Pareto, que implica que los beneficios de algunos jugadores pueden incrementarse sin necesariamente reducir los beneficios de otros (Sumaila, 1999). En resumen, el resultado general obtenido del

juego no cooperativo será un ejemplo más del conocido “*Dilema del Prisionero*” (Munro *et al.*, 2005).

Las aplicaciones empíricas previas estiman el alto nivel predictivo de la teoría y confirman las recomendaciones efectuadas por Clark (1980), Sumaila (1999) y Munro *et al.* (2005). Así, Sumaila *et al.* (2003) analizaron la explotación compartida del stock de merluza entre Angola, Namibia y Sudáfrica, y concluyeron que cerca del 25% de los potenciales beneficios económicos se podrían derivar de la gestión cooperativa del stock.

Un segundo ejemplo de simulación se llevó a cabo por Armstrong y Flaaten (1991) sobre la gestión del bacalao noruego del Ártico explotado por Noruega y Rusia en el mar de Barents. Los resultados indican que los beneficios económicos netos de la gestión cooperativa podrían ser 50 superiores a los actuales (Armstrong y Flaaten, 1991).

Un tercer ejemplo es el estudio realizado por Agüero y González (1996) para la pesquería de pelágicos explotada por Chile y Perú, en la que estimaron que los beneficios netos en un escenario cooperativo en un horizonte temporal de 40 años triplica (US\$ 3 mil millones) a los generados en un escenario no cooperativo (US\$ 1 mil millón).

Un cuarto caso interesante de estudio ha sido el examen de la sardina iberoatlántica compartida por España y Portugal en las áreas ICES VIIIc, IXa, para un horizonte temporal de 15 años (Domínguez-Torreiro y Surís-Regueiro, 2007). Estos autores también concluyen que la situación cooperativa mejora de manera sustancial los beneficios netos obtenidos.

Por último, recientemente Villasante y Sumaila (2009), extendiendo y adaptando el modelo desarrollado por Domínguez-Torreiro y Surís-Regueiro (2007), realizaron estimaciones preliminares de los beneficios económicos bajo un escenario cooperativo y no cooperativo para la pesquería de cefalópodos más productiva del mundo, la del Calamar argentino (*Illex argentinus*) en el Atlántico Sudoccidental en un horizonte temporal de 10 años. Los autores confirman no sólo la naturaleza predictiva de la teoría de juegos, sino también validan la existencia de una explotación actual del *Illex argentinus* competitiva o no cooperativa entre Argentina y Malvinas/Falklands (UK). Además, concluyen, nuevamente, que los beneficios en un escenario cooperativo son superiores a una situación de explotación competitiva entre Argentina y Reino Unido en la ZEE argentina y las zonas de conservación de Malvinas/Falklands (Villasante y Sumaila, 2009).

Pero aun más, cuando se desciende a los resultados económicos para un período temporal de 5 años y a una tasa de descuento $\delta = 1/(1+r)$ de 0.96, y en ausencia de pagos laterales, se puede observar que ante un incremento de β -parámetro empleado para medir el poder de negociación entre ambas partes-, los beneficios económicos para Argentina tienden también a aumentar (Tabla 1).

Tabla 1 Sumario de beneficios económicos para un horizonte temporal de 5-10 años en un escenario cooperativo y no cooperativo de la explotación de *Illex argentinus* entre Argentina e Islas Malvinas/Falklands (Valor descontado neto en millones de euros)

Indicador	Escenario cooperativo							Escenario no cooperativo
	0.0	0.15	0.30	β 0.50	0.70	0.85	1.0	
<i>5 años</i>								
Beneficios Argentina	0,0	21,4	29,7	32,4	33,6	34,8	39,0	36,6
Beneficios Malvinas/Falklands	111,6	108,0	106,5	105,4	104,5	102,5	0,0	79,8
Total	111,6	129,4	136,2	137,8	138,1	137,3	39,0	116,4
<i>10 años</i>								
Beneficios Argentina	0,0	35,7	56,7	59,4	61,8	63,9	73,2	67,5
Beneficios Malvinas/Falklands	202,8	199,5	197,5	192,4	185,4	164,1	0,0	155,5
Total	202,8	235,2	254,2	254,8	246,2	238,0	73,2	222,0

Fuente: Villasante y Sumaila (2009).

En este escenario, los beneficios de las Islas Malvinas/Falklands siguen una progresión descendente. Por tanto, las Islas Malvinas/Falklands siempre estarían interesadas en cooperar, puesto que los beneficios económicos en un escenario no cooperativo son menores, salvo en los casos que actúe como si fuera el único dueño del recurso. No obstante, esta situación no puede extrapolarse a Argentina, que estaría dispuesta a cooperar sólo en un escenario donde $\beta=1$, cuando Malvinas/Falklands no estaría dispuesta a cooperar.

Tabla 2 Valor estimado de las capturas, esfuerzo pesquero y biomasa en un escenario cooperativo y no cooperativo para la explotación de *Illex argentinus* entre Argentina e Islas Malvinas/Falklands para un horizonte temporal de 10 años

Indicadores	Escenario cooperativo					Escenario no cooperativo
	β					
	0.0	0.30	0.50	0.70	0.1	
Capturas Argentina (miles t)	0,0	66,5	97,5	104,5	139,5	135,5
Capturas Malvinas/Falklands (miles t)	205,5	155,5	130,4	114,4	0,0	199,4
Total capturas (miles t)	205,5	221,0	227,9	214,9	139,5	334,9
Esf. pesq. Argentina (hs/año)	0.0	3.455	5.223	5.677	5.832	6.664
Esf. pesq. Malvinas/Falklands (hs/años)	5.443	4.765	4.612	4.449	0.0	5.454
Biomasa(t)	404.543	419.678	412.765	433.213	402.298	325.567

Fuente: Villasante y Sumaila (2009).

Pero estos resultados económicos repercuten también sobre el esfuerzo pesquero y la biomasa del stock. En un escenario no cooperativo se alcanza un valor mayor de capturas, con un volumen cercano a las 335 mil t, mientras que las mejores capturas para ambos se alcanzarían en una situación en la que tienen una posición dominante en la pesquería.

En un escenario no cooperativo, también se produciría un incremento del esfuerzo pesquero, mientras que los valores de biomasa recomendados se alcanzan en una situación cooperativa donde $0.3 \leq \beta \leq 0.7$. Incluso modificando el horizonte temporal a 10 años, los resultados cualitativos de los beneficios económicos no sufren cambios sustanciales (Villasante y Sumaila, 2009). Tan pronto como el horizonte temporal

aumenta, las posibilidades de alcanzar un acuerdo entre Argentina y las Islas Malvinas/Falklands se reducen progresivamente.

1.1.6. La ineficacia de los mecanismos de gobernanza: del *top-down* a la co-gestión pesquera

Uno de los factores que contribuyó a la situación actual es el enfoque que ha recibido la gestión de los océanos, sin diferenciar las reglas aplicadas a la agricultura en la que el territorio es fijo y se puede parcelar y en la que los productores pueden controlar los factores del proceso de producción, de la actividad pesca en la que no es posible compartimentalizar el territorio por áreas, tal y como sucede con la agricultura (González-Laxe, 2001; Pauly *et al.*, 2002).

Resulta llamativo, sin embargo, que los científicos hayan desatendido sistemáticamente esta distinción fundamental entre los ecosistemas terrestres y marinos. Esto tiene su trasfondo en el propio ámbito de la gobernanza de las pesquerías, ya que el principal problema radica en los diferentes regímenes de competencias y control nacional y regional de los recursos. En países con distintos niveles de gobernanza, los gobiernos federales o nacionales y los gobiernos provinciales han generado sistemas de gobernanza compartida, excepto por ejemplo en Canadá, donde el gobierno federal conserva todas las competencias para regular y controlar los recursos (Pauly y Maclean, 2003).

Un sistema de regulación fuerte y centralizado crea la forma de una gobernanza *top-down*, donde tanto el control de la regulación como la recopilación estadística de datos se torna una tarea harto difícil y compleja, debido a la resistencia que presentan los pescadores afectados (Walters y Martell, 2004). Un caso paradigmático de gobernanza *top-down* es el de la PPC, que actualmente está explorando la posible adopción de

mecanismos de co-gestión (Comisión Europea, 2009), que bien podría alcanzar tanto a la determinación de los TACs como a la fijación de las vedas temporales. Ésta sería, por ejemplo, una de las razones por las cuales las capturas no se declaran por parte de los pescadores. La mayor parte de las experiencias en los sistemas de gobernanza *top-down* ocasionan un elevado grado de sobreexplotación de los recursos, por lo que la introducción de mecanismos de descentralización y control por parte de los usuarios, cuando ello sea apropiado y oportuno, mejoraría sustancialmente la actitud y el nivel de responsabilidad de los usuarios (Castilla y Fernández, 1998; Castilla y Defeo, 2001; Hilborn, 2004; Defeo y Castilla, 2005; Orensanz *et al.*, 2005).

La teoría indica que, en último término, la inclusión de los grupos afectados en el proceso de toma de decisiones recogerá sus intereses e inquietudes de tal forma de compatibilizarlos con los objetivos de conservación. Las exitosas experiencias de la pesquería de arenque en Dinamarca y de cigala en Nueva Inglaterra, son sólo algunos de los posibles ejemplos a considerar (Pauly y Maclean, 2003).

1.1.7. La creciente demanda de pescado

El pescado contribuye a la seguridad alimentaria en muchas regiones del mundo y constituye un valioso suplemento en dietas diversificadas. El pescado es muy nutritivo, aportando no sólo una fuente de valiosas proteínas, sino también de micronutrientes, minerales y ácidos grasos fundamentales (FAO, 2008).

En promedio, el pescado proporciona al día unas 20-30 kilocalorías por persona. Solamente procura niveles mayores, hasta 180 kilocalorías por persona y día, en ciertos países donde no existen alimentos alternativos o donde se ha creado y mantenido una preferencia por el pescado, como en Islandia, Japón y algunos pequeños Estados insulares en desarrollo (FAO, 2008a).

Actualmente, las agencias de salud estiman que la ingesta diaria de 100 mg/d de Omega-3 debería incrementarse a 1000 mg por semana, de tal forma de que las recomendaciones varían según se trate de la prevención de enfermedades coronarias (de 250-1000 mg/d), o para gestionar los elevados niveles de triglicéridos (2000-4000 mg/d) (Jenkins *et al.*, 2009). El objetivo consiste en contribuir a la ingesta de cantidades adecuadas de ácidos poliinsaturados como el Omega-3, el ácido eicosapentaenoico (EPA) y el ácido docosaesaenoico (DHA), con la finalidad de prevenir enfermedades como la salud mental, la demencia, el cáncer, el asma, la esclerosis múltiple, la diabetes, la colitis ulcerativa, o la mejora del desarrollo neurológico de las madres gestantes, que a meundo se cita como algunos de los beneficios que se le atribuyen a las personas que incorporan en su dieta el pescado (Jenkins *et al.*, 2009).

Se ha demostrado empíricamente que las poblaciones locales costeras con elevado consumo de pescado son más sanas, realizan mayor actividad física, consumen menos tabaco y son menos propensas a dietas ricas en grasas (Jenkins *et al.*, 2009).

En los últimos años existe una demanda creciente de consumo de pescado, aunque se advierten grandes variaciones entre los países y regiones del mundo en cuanto a la cantidad de pescado total destinado al consumo humano, las cuales reflejan diferencias en los hábitos alimentarios, la disponibilidad de pescado y otros alimentos, los precios, y los niveles socioeconómicos. De los 107 millones de toneladas disponibles para consumo humano en 2005, el menor consumo se registró en África (8,3 Kg./per./año), mientras que las 2/3 del consumo total correspondieron a Asia y, de éstas, 36,9 millones de toneladas se consumieron fuera de China (13,9 Kg./per./año), mientras que China consumió alrededor de 33,6 millones de toneladas (26,1 Kg./per./año). Las cifras de consumo por persona correspondientes a Oceanía, America del Norte, Europa, America

Central y el Caribe y América del Sur oscilaron en torno a 24,5, 24,1, 20,8, 9,5 y 8,4 Kg., respectivamente.

Por otro lado, en un contexto de sobreexplotación de la mayor parte de las pesquerías, de incremento de la población que anualmente se ve inmersa bajo el umbral de la pobreza, el crecimiento de la acuicultura ha sido puesto de manifiesto como el sector productivo que podría compensar el declive de las poblaciones de peces salvajes y así continuar abastecimiento a los mercados. La acuicultura de pescado, crustáceos, moluscos y otros animales acuáticos aumentó significativamente, y ha pasado de un 3,9 % de la producción total en peso en 1970 a un 36% en 2006 (FAO, 2008a). Es decir, en este escenario, la producción acuícola se presenta como una alternativa cada vez más importante para satisfacer la demanda de pescado y productos pesqueros para consumo humano, generando enormes expectativas sobre su capacidad de abastecimiento (Naylor *et al.*, 2000).

Aunque el avance del desarrollo comercial de la acuicultura comporta, en principio, beneficios tales como un mayor volumen de alimentos en el mundo (FAO, 2007) o como creador de empleo (Comisión Europea, 2002), lo cierto es que, indefectiblemente, trae consigo la expansión de los riesgos de impactos sobre los ecosistemas marinos y sobre las zonas de cultivo en el litoral.

Los problemas habituales asociados al crecimiento de la acuicultura son el requerimiento energético de peces salvajes (por cada 1 kg. de pez carnívoro de cultivo se requieren 2,5-5 kg de peces salvajes), la modificación de los hábitat donde se localizan las plantas de cultivo provocando una pérdida de los servicios ambientales de los ecosistemas afectados (Naylor *et al.*, 2000), la demanda creciente de pesca para la elaboración de harina o aceites de pescado (Tacon *et al.*, 2006), la falta de espacio disponible, los cambios en las condiciones de mercado (Comisión Europea, 2006), la

posible introducción de especies exóticas, y la distinta percepción de los consumidores de los productos derivados de la acuicultura con respecto a los procedentes de la pesca extractiva (Comisión Europea, 2004).

Sin embargo, un aspecto clave que pone en duda la capacidad de crecimiento de la acuicultura –al menos como lo ha hecho hasta ahora- radica en que comienzan a detectarse límites cuantitativos a la producción de algunas especies (FAO, 2008a). Las evidencias actuales demuestran que, al menos en lo que respecta el cultivo de crustáceos y de salmón, encuentran limitaciones al crecimiento de la acuicultura de los últimos años (Taylor *et al.*, 2005). De hecho, la tasa de crecimiento de la acuicultura (medida en volumen) ha empezado a descender. Mientras que la tasa media de crecimiento anual había sido del 11,8 % en el periodo 1985-1994, en el decenio siguiente fue del 7,1 % (FAO, 2008a).

En esta línea, Liu y Sumaila (2008) demuestran, para el caso del cultivo de salmón en todo el mundo, que la ratio de crecimiento de esta industria no sólo no está aumentando sino que muestra signos de estancamiento e incluso presenta ratios de crecimiento negativas en los principales productores mundiales (Liu y Sumaila, 2008). Esta evidencia también se ha constatado en el cultivo de dorada, lubina y rodaballo en Europa (Rodríguez Rodríguez y Villasante, 2009) y en el cultivo de peces y crustáceos de los principales productores de América Latina (Villasante *et al.*, 2009b).

1.1.8. La pesca ilegal, no reglada y no reglamentada (IUU)

Actualmente se reconoce la pesca IUU como un severo problema que pone en riesgo la sostenibilidad de las poblaciones y la seguridad alimentaria (Beddington *et al.*, 2007), causando pérdidas anuales millonarias y provocando enormes impactos sobre los ecosistemas marinos (MRAG, 2005). Así ha sido reconocido en diversas y recientes

iniciativas internacionales como los *Planes de Acción Internacional* (PAIs) de FAO, o el *Ministerial High Sea Task Force*, entre otros. Como actividad, la pesca IUU comenzó con los inicios de la pesca (Agnew y Barnes, 2003), aunque el acrónimo IUU es relativamente reciente, inicialmente acuñado por la Comisión para Conservación de los Recursos Vivos del Antártico (CCAMLR), y formalmente empleado por FAO en 1997 para hacer público el cuantioso volumen de pescado ilegal que se comercializaba mundialmente (Lugten, 2009).

De manera que deviene necesario conocer la verdadera magnitud del problema y del impacto sobre unos stocks de pesca intensamente explotados. A pesar de que se han publicado diversos análisis sobre la pesca IUU (Ainsworth y Pitcher, 2005; Sumaila *et al.*, 2006), ninguno de ellos posee una perspectiva global.

Por otro lado, recientemente, Agnew *et al.* (2009) estimaron las capturas ilegales a nivel mundial para un total de 54 ZEEs y 15 regiones de Alta Mar, aportando una cuantificación global de la pesca IUU para 292 casos de estudio, lo que representa alrededor del 46% de las capturas mundiales en volumen. Del estudio se aprecian diferencias significativas en el nivel y tendencias de la pesca IUU. El área FAO del Atlántico Central Este (Área 34) presenta los valores máximos de pesca IUU, mientras que en el área del Pacífico Sudoeste (Área 81) se observan los valores mínimos. Desde los 1990s el nivel de pesca IUU ha descendido en 11 áreas y aumentado en 5, en particular en el océano Atlántico Sudoccidental, y las especies demersales y salmones, truchas y peces que se capturan cerca de la costa registran los mayores porcentajes de pesca IUU respecto a las capturas nacionales reportadas (~50-80%) (Agnew *et al.*, 2009).

Además, el estudio realiza una aportación relevante en el campo económico, ya que sugiere un rango de pérdidas económicas anuales que oscilan entre ~10-23,5 mil

millones de USD, que representa en torno a ~11-16 millones de t (Agnew *et al.*, 2009). Estas cifras son consistentes con los valores mínimos (9 mil millones de USD, MRAG (2005)) y máximos (25 mil millones de USD, Pauly *et al.* (2002)) anteriormente estimados.

Las razones que explican el elevado volumen de capturas ilegales son, fundamentalmente, la falta de un adecuado mecanismo de control y los elevados niveles de corrupción interna, siendo los países en vías de desarrollado los más vulnerables a sufrir este fenómeno tanto por sus propias flotas como por las flotas de pesca a distancia (Agnew *et al.*, 2009).

1.2. NUEVOS DEBATES, ANTIGUOS PROBLEMAS

Todas estas cuestiones descriptas han suscitado enormes implicaciones, interrogantes y han generado nuevos planteamientos. Sin embargo, y casi de forma sistemática, el debate sobre el estado de los recursos pesqueros ha estado circunscripto no sólo a la clásica dicotomía entre la sobrepesca y los efectos de los cambios medioambientales, sino también y, más recientemente, al enfoque que los mecanismos de gestión deben adoptar y a las visiones más o menos “*optimistas*” o “*pesimistas*” de la situación de la crisis mundial de los recursos pesqueros.

Aunque se trata de una nueva versión más sofisticada de los debates de antaño entre Thomas Huxley y Ray Lankester en el Siglo XIX y Thompson y Burkenroad en el XX, no difiere en lo sustancial de los planteamientos, esto es: cuáles son los factores que han contribuido al declive de una población? Pero, en todo caso, este nuevo debate incorpora un elemento estimulante adicional y al mismo tiempo plagado de controversia, y en lo que no existe en modo alguno solución única: cuáles serían los mecanismos más apropiados para la recuperación de los stocks?

Estos dos interrogantes han generado un nuevo debate científico de alcance mundial, que reduciendo y simplificando sobremanera las diferentes posturas, se pueden distinguir en dos corrientes de pensamiento en lo que podríamos denominar una visión conservacionista, más preocupada por la sostenibilidad biológica de los recursos marinos, personalizadas en la que “*Escuela canadiense*” y lideradas por los biólogos Daniel Pauly, Ransom Myers[†] y Boris Worm.

Una segunda visión o escuela de pensamiento, centra más sus preocupaciones en la rentabilidad de la industria pesquera y en la promoción de la privatización de los océanos con el establecimiento de los derechos de pesca como principal instrumento de gestión. Esta corriente está liderada, sin ánimo de ser taxativos, por el Profesor Ray Hilborn de la “*Escuela de Washington*” y sus discípulos⁶, secundados por Quentin Grafton de la “*Escuela australiana*” y por John Beddington de la “*Escuela inglesa*”.

El debate ya no se concentra en las causas del declive de una pesquería en particular como antaño, sino que adquiere connotaciones globales de enormes implicaciones, centrándose fundamentalmente en la delimitación de los objetivos de gestión, los incentivos, el establecimiento de derechos individuales de pesca y las áreas marinas protegidas, entre los más relevantes. En resumen, el mayor desacuerdo de la comunidad científica sobre las posibles soluciones radica no tanto en “*dónde*” se podrían realizar mejor las cosas, sino en el “*cómo*” efectuarlas (Hilborn, 2004).

⁶ Entre los que destacan Trevor Branch, los investigadores argentinos José “Lobo” Orensanz y Ana Parma, y el ecólogo chileno Juan Carlos Castilla, pionero en el establecimiento de la co-gestión pesquera.

1.2.1. El fracaso conceptual en la determinación de objetivos: conflictividad y competitividad entre objetivos biológicos, ecológicos, económicos y sociales

Las pesquerías son explotadas en beneficio del hombre pero procurando conservar los ecosistemas marinos. Entonces, cómo podremos evaluar los mecanismos de gestión que normalmente se adoptan? Todos los sistemas de gestión deben, en algún momento del proceso de toma de decisiones, decidir, entre varias alternativas, cuál de ellas presumiblemente dará mejores resultados. Aquí es donde a los gestores o *policy makers* se les presenta una gama de posibles acciones y resultados, pero previamente los científicos deberán establecer una serie de objetivos y, entre ellos, escoger cuál será más apropiado para luego identificar las diferentes alternativas.

No obstante, a pesar de su relevancia, la cuestión de los objetivos en la gestión de pesquerías ha prestado escasa atención a la comunidad científica. Desafortunadamente, la literatura científica sobre los objetivos en la gestión de pesquerías ha adoptado casi siempre una visión estática. Así, Gulland (1983) y Paulik (1973) le dedicaron escasos esfuerzos a esta temática. Recién a partir de los trabajos de Clark (1985), Mendelsohn (1982) y Hilborn y Walters (1992), comienza a ponerse de manifiesto la necesidad abordar, de manera exhaustiva, el examen de los objetivos de gestión en la pesca.

Habitualmente se considera que existen cuatro tipos de objetivos: objetivos biológicos, económicos, políticos, sociales y recreacionales (Mardle *et al.*, 2002). Para algunas pesquerías, probablemente, se considere que sólo uno de estos objetivos es relevante, y la evidencia empírica ha demostrado que en la práctica totalidad de los casos, la gestión conlleva la necesidad de incorporar todos estos objetivos, ya que las pesquerías aportan una multiplicidad de beneficios, y los gestores deben encontrar un

balance entre la importancia relativa entre cada uno de ellos (Hilborn y Walters, 1992). Pero éste es un proceso de *learning-by-doing*, es decir, se identificarán los beneficios y los perjuicios a partir del aprendizaje de la experiencia (Walters y Hilborn, 1978).

Los objetivos biológicos a menudo están asociados al máximo rendimiento sostenible (MRS), mientras que los objetivos económicos suelen hacer referencia a la eficiencia económica o a las rentas o beneficios de la industria pesquera como resultados de los mecanismos de gestión. Los objetivos políticos se refieren a la minimización de los conflictos (Pope, 1983), y los sociales al incremento o mantenimiento del empleo en las comunidades costeras (Hilborn y Walters, 1992). Sin embargo, a pesar de que muchas veces son compatibles en la práctica, resulta muy común que estos objetivos colisionen (Cochrane, 2000; Hilborn, 2007).

En el pasado, el paradigma tradicional de la gestión de pesquerías se basó en un compromiso entre el MRS y el incremento del número de empleos. En la última década y como resultado del declive de la mayor parte de las poblaciones comerciales (Pauly *et al.*, 2002; Hilborn *et al.*, 2003, Myers *et al.*, 2003), surgió un nuevo paradigma o “*zona de nuevo consenso*”, donde la preservación de los ecosistemas marinos y los beneficios económicos son compatibles, de tal forma de que estamos asistiendo a un período de transición hacia la reducción del esfuerzo pesquero, un incremento del tamaño de los stocks y una disminución del número de empleos (Hilborn, 2007).

No obstante, este nuevo paradigma no está exento de conflictos y debates, sobre todo en lo que concierne a la preservación de los stocks. Mientras algunos abogan por el establecimiento de áreas marinas protegidas como objetivo prioritario para recuperarlos (Pauly *et al.*, 2002; Sumaila *et al.*, 2008), otros esgrimen que los incentivos (Hilborn *et al.*, 2005) y las cuotas individuales de pesca (Hilborn *et al.*, 2007; Costello *et al.*, 2008), son claves en la gestión para mejorar el estado de las poblaciones.

1.2.2. Los derechos de pesca: son las cuotas individuales transferibles

la solución más conveniente?

Por la confluencia de todos estos factores, y sumado al creciente precio del combustible, la Comisión Europea ha decidido fortalecer e intensificar los mecanismos de control e infracción de la actividad pesquera de tal forma de vincular prácticas pesqueras sostenibles con una mayor rentabilidad de la flota a largo plazo en las aguas comunitarias (Comisión Europea, 2006), extrapolarlos a los ecosistemas vulnerables en Alta Mar (Comisión Europea, 2007e) con vistas, asimismo, a eliminar y desalentar la pesca IUU (Comisión Europea, 2007f).

Igualmente, se pretenden mejorar las medidas de protección de las aguas profundas, dado que se trata de especies altamente vulnerables por su escasa movilidad y elevada longevidad, lento crecimiento, baja fecundidad y elevada longevidad –por ejemplo, el reloj anaranjado alcanza una edad aproximada de 100 años-, y que en la actualidad se encuentran sujetas a una excesiva presión pesquera (Morato *et al.*, 2004; 2006).

Frente a esta situación, el desarrollo de derechos individuales transferibles ha sido visto como un posible instrumento alternativo que permitiría una mejoría en la gestión de los recursos, una mayor rentabilidad y una minimización de los costes de capital, al tiempo que reduciría la “*carrera por pescar*” de las flotas (Grafton *et al.*, 2005). Como resultado de la falta de eficacia y transparencia del funcionamiento de los TACs, este sistema podría tomar la forma de cuotas individuales transferibles (ITQs), cuotas individuales (IQs) o derechos territoriales de uso (TURFs) (Hilborn *et al.*, 2005).

El sistema de ITQs, ya implementado en países como Nueva Zelanda, Islandia, Australia, y en algunas pesquerías de Estados Unidos y Canadá (OCDE, 1993), posee ventajas y desventajas. Para algunos, los beneficios de carácter económico pueden

incluir un incremento del valor de las descargas y una mejora de los sistemas de monitoreo y control (Grafton *et al.*, 2005). Por el contrario, las desventajas de las ITQs consisten en que puede convertir un recurso de propiedad común en un mecanismo privatizador de los recursos (Clark *et al.*, 2008), promoviendo la captura de elevadas cantidades de pescado de reducido valor y aumentando las capturas incidentales, alentando a las grandes empresas a dominar y concentrar el mercado pesquero (Pauly y McLean, 2003). En otras palabras, uno podría interpretar los argumentos a favor y en contra de este mecanismo como un debate sobre la tipología de objetivos de gestión, es decir, aquellos que proponen mejorar la eficiencia económica frente a otros más preocupados por los niveles de empleo, la equidad social y el impacto sobre las comunidades costeras (Hilborn, 2007).

Bajo la PPC, países como Reino Unido que abogan por mantener el principio de estabilidad relativa, mientras que otros como España son más favorables a la adopción de los principios de libertad de movimiento de capital, bienes y personas. Con todo, existen, al menos, dos posibilidades que podrían satisfacer ambas posturas. La primera tendría lugar con la distribución nacional de las cuotas sobre la base del principio de estabilidad relativa, en el que la libertad de movimiento de capital, bienes y servicios se produciría a través de la compra de parte de esas cuotas por empresas de otro Estado miembro, o bien directamente adquiriendo parte o todo el capital de dichas empresas nacionales (Comisión Europea, 2009). La segunda fórmula consistiría en la creación de un sistema uniforme de derechos de propiedad en las aguas comunitarias. Sobre la base de la estabilidad relativa se otorgaría el reparto inicial de las cuotas a los Estados miembros, permitiendo a los pescadores y/o empresas autorizados la adquisición de cuotas de otro Estado miembro.

En todo caso, es necesario tomar en consideración una serie de aspectos relevantes y no menos controvertidos al momento de adoptar un sistema de estas características, como la estabilidad relativa y su función en el mantenimiento de la viabilidad de las comunidades que dependen de la pesca, los problemas inherentes al logro de una asignación inicial por medio de las capturas históricas o de la capacidad de una embarcación, la fijación de topes que impidan las concentraciones más allá de un cierto umbral de tal forma de asegurar o privilegiar la pesca artesanal de la economía local de las comunidades costeras, el establecimiento de incentivos económicos para asegurar que no se supere un volumen máximo de descartes, o el grado de responsabilidad de los agentes implicados en la gestión del derecho de pesca -individual, compartida, exclusiva- etc., entre otros.

Recientemente, Costello *et al.* (2008) analizaron más de 11.135 pesquerías entre 1950-2003, y arrojan algo de luz al debate ya que parecen confirmar los positivos augurios de la articulación de mecanismos de derechos de pesca sugeridos por Beddington *et al.* (2007), Hilborn *et al.* (2005) y Grafton *et al.* (2006), lo que permitiría reducir un ~13,7% la probabilidad de colapso. Si bien constituye una novedosa y clarificadora investigación, Costello *et al.* (2008) reconocen, sin embargo, que (i) se basa en la extrapolación del examen de estudios de casos en algunas regiones como Alaska, Australia, Islandia, y Nueva Zelanda, donde existe una aplicación desproporcionada del sistema, lo que puede generar sesgos regionales o taxonómicos al extrapolar los resultados globales, (ii) en caso de extrapolación la reducción de probabilidad de colapso se reduce al 9% en 2003, (iii) se basa sólo en un examen de las pesquerías que utilizan ITQs, y (iv) los beneficios que se auguran sólo se alcanzarían en la medida en que se reformen apropiadamente las características ecológicas, económicas y sociales de las instituciones (Costello *et al.*, 2008).

Pero para Clark *et al.* (2008) existe todavía una razón de mayor peso. El argumento central radica en que si se admite, tal y como argumentan Grafton *et al.* (2007), que un usuario privado concluya que es económicamente óptimo explotar un recurso hasta su colapso, por qué habría que sustituir a los usuarios públicos si, en definitiva, se llegaría al mismo resultado no deseado?

Más reciente es el estudio de Chu (2009), quien recopila exhaustivamente la adopción de ITQs en los últimos 30 años. Hasta la fecha, 18 países las han implementado con el objeto de gestionar al menos 249 especies. Los resultados obtenidos indican que su adopción no se tradujo en un cambio robusto de la biomasa de las especies sujetas al sistema. En 12 de 20 stocks donde se aplican las ITQs parece sugerir que este sistema puede constituir un componente efectivo en una estrategia de gestión, mientras que en 8 stocks muestran un declive después de su implementación, lo que demuestra que en estos casos los TACs (Totales Admisibles de Captura), un mejor control y monitoreo y la implementación del enfoque por ecosistemas, constituyen instrumentos complementarios y necesarios a las ITQs (Chu, 2009; Pitcher *et al.*, 2008).

1.2.3. Las áreas marinas protegidas

Ante la incertidumbre y el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas marinos, una de las medidas relevantes de conservación que se han adoptado en el ámbito de la protección de la biodiversidad, ha sido la creación de áreas marinas protegidas (en adelante, MPAs) (McClanahan, 2001; Sanchirico *et al.*, 2006; Sumaila *et al.*, 2008).

La idea es sumamente simple, se trata de cerrar de forma permanente un área de pesca, habitualmente coincidente con las zonas que contienen las áreas de desove o juveniles. En teoría, los beneficios biológicos, económicos y sociales de la creación de

este tipo de áreas son claros, ya que permiten una menor variabilidad de la biomasa, stocks de mayor tamaño y por ende, de mayor valor en el mercado, originando una reducción de los costes de gestión al tiempo que disminuyen los conflictos entre los usuarios (Borwman y Stergiou, 2004; Armstrong, 2007; Le Quesne *et al.*, 2008). También es cierto que, presumiblemente, reducirá el número de pescadores que operan en la pesquería y, en consecuencia, la rentabilidad de los mismos, pero ello será sólo a corto plazo, ya que una vez que aumente el tamaño de los stocks se incrementarán los beneficios económicos. Además, la teoría del impacto de las MPAs sobre las áreas lindantes indica que se requiere al menos una generación para reconstruir la abundancia dentro del área (Hilborn, 2002). El desplazamiento del esfuerzo pesquero de “*dentro*” hacia “*fuera*” debería, inicialmente, incrementar la abundancia dentro del área y, consiguientemente, reducirla en el área lindante (Hilborn, 2006).

Otro problema radica en la extensión de las zonas, ya que existiría el problema de control y observancia de cumplimiento de no pescar. Éste es uno de los puntos de desencuentro entre los científicos, ya que existen propuestas que la califican de herramienta de gestión por excelencia (Pauly *et al.*, 2002), incluso en Alta Mar (Sumaila *et al.*, 2008), mientras que para otros, las MPAs son una condición necesaria pero no suficiente para el éxito de la gestión de una pesquería, dado que no sería efectiva ante la contaminación o uso de químicos en el agua (Allison *et al.*, 1998), y sólo se trataría de medidas de gestión secundarias y complementarias a los incentivos y a los mecanismos de gestión tradicionales, y su implementación se analizaría “*caso por caso*” (Hilborn *et al.*, 2004; Grafton y Kompas, 2004).

Recientemente, Le Quesne *et al.* (2008) emplearon la rutina de Ecoespace a partir de un análisis multiespecie y multiflota que permite obtener predicciones razonables, y estimaron los efectos sobre los recursos marinos en diferentes MPAs sujetas a distintos

niveles de explotación. Las áreas incluyeron una variedad geográfica destacada, cubriendo desde el Golfo de California Oeste al Mar del Sur de China, y desde el Mar del Norte hasta la zona sur de la corriente de Benguela.

Los principales resultados obtenidos, aunque no sorprenden, arrojan nueva luz sobre la utilidad de estos instrumentos de gestión, e indican la existencia de una gran complejidad de las interacciones intra-especie y las relaciones de la pesca con los demás sectores relacionados con la pesca. Las simulaciones realizadas sugieren que ninguna de las MPAs examinadas arrojó resultados consistentes en relación a los beneficios de todos los sectores pesqueros en el ecosistema. De acuerdo con Le Quesne *et al.* (2008), el establecimiento de MPAs originó, en algunos casos, un incremento de las capturas y de la longevidad media, aunque en la mayoría de ellos el volumen total de capturas declinó como resultado de la creación de las MPAs. Esto parece sugerir que para el éxito de esta herramienta debe limitarse también el esfuerzo pesquero. Además, no se observó una relación robusta directa entre los efectos de las MPAs y su tamaño, argumento sólido que podría esgrimirse en favor de las MPAs.

En resumen, estos primeros resultados globales metodológicamente homogéneos sugieren, tal y como sostienen Hilborn *et al.* (2004), que el establecimiento de las MPAs debería analizarse caso por caso, aunque no debe olvidarse que resultados futuros podrían confirmar la robustez de la relación entre los atributos (tamaño y criterio de localización) y los efectos de las MPAs (Le Quesne *et al.*, 2008).

1.2.4. La introducción de incentivos

Partiendo de la premisa de que “*no existe incentivo económico individual para la conservación*”, Hilborn (2004) propone que la forma más efectiva de gestión pesquera se basa en la co-gestión de los recursos, ampliamente aplicada en el oeste del Pacífico y

utilizado como instrumento central en la gestión pesquera de Chile (Castilla y Defeo, 1998; Orensanz *et al.*, 2005).

En el fondo de estos mecanismos subyace la idea de que la creación de incentivos o recompensas para los pescadores, por ejemplo, incentivos fiscales para la declaración de la totalidad de capturas y descartes, constituyen herramientas eficaces para la sostenibilidad de las pesquerías (Hilborn *et al.*, 2005). En la práctica, un factor importante en un sistema de recompensas o incentivos estriba en el grado de responsabilidad directa de los gestores, científicos y usuarios del recurso (Beddington *et al.*, 2007). En la medida en que un sistema como el que se practica en la mayor parte de las pesquerías mundiales, estimula la competencia en aspectos tan relevantes como la recogida de datos, la evaluación de los stocks o el proceso de toma de decisiones, el sistema irremediamente se desplazará a un escenario de no sostenibilidad (Hilborn, 2007).

En contraste, una estructura institucional de reducidas dimensiones como existe en pesquerías de Islandia, Nueva Zelanda, Namibia o la pesquería del Golfo de Bristol en el Estado de Alaska, el conocimiento empírico evidencia que una línea de responsabilidad directa del pescador donde un gestor y un científico se encuentran involucrados y puedan acceder directamente a la pesquería, conducirá a resultados satisfactorios ya que podremos asegurar, en principio, que actuarán y responderán de forma individual de su gestión (Hilborn *et al.*, 2005).

En este ámbito y ante el actual escenario de crisis del sector un aspecto de especial trascendencia estriba en la necesidad de reformular la gobernanza de las pesquerías y, con ella, el establecimiento de adecuados incentivos para una gestión eficaz de los recursos (Hilborn *et al.*, 2005). A menudo, para la comunidad científica resulta difícil comprender la sistemática oposición de los pescadores a los planes de recuperación de

las pesquerías (Hilborn *et al.*, 2001), a pesar de que la teoría más elemental de dinámica de poblaciones indica que cuanto mayor sea un período de recuperación de un stock más elevados serán los beneficios económicos obtenidos a largo plazo (Walters y Martell, 2004); lo que estimularía prácticas de pesca más selectivas y alentaría la reducción de efectos directos e indirectos de la pesca (Walters y Martell, 2004).

1.3. LA POLÍTICA PESQUERA COMUNITARIA EN EL ESCENARIO MUNDIAL

Los cambios experimentados y los nuevos retos internacionales anteriormente descritos, impulsaron no sólo la creación de la Política Pesquera Comunitaria (PPC) (González-Laxe y Macau, 2003; Holden 1996; Varela-Lafuente *et al.*, 2000; González-Laxe, 2003), sino también situaron a la Unión Europea como un actor de primer orden en el debate de los conceptos y mecanismos de gestión. Las características de los componentes de la PPC estuvieron fuertemente influenciados por los intereses particulares, a menudo contrapuestos, de los diferentes Estados miembros (Wise, 1984; Holden 1996).

En este apartado presentamos la evolución dialéctica de la formación de la PPC con el objeto de examinar y valorar, con posterioridad, la política de estructuración de la flota y las implicaciones del sistema de gestión de los TACs. De las cuatro materias en las que se articula la PPC (la política de conservación, la política de estructuras, la política de mercados y la política de relaciones exteriores), las dos primeras son las que inciden de forma más directa en la gestión de los recursos marinos dentro y fuera de las aguas comunitarias (González-Laxe y Macau, 1996; González-Laxe, 1997; Holden, 1996; Varela-Lafuente *et al.*, 2000; Comisión Europea, 2009). Las diversas posturas de los Estados miembros en la gestación y desarrollo de la PPC y de sus principales

componentes no es una cuestión trivial, ya que determinó, y aun determina, el común denominador del proceso de toma de decisiones en la Unión Europea, que no es otro que una amalgama de frágiles intereses coyunturales (Gonçalvez, 1983).

1.3.1. Orígenes e intereses en presencia en la Política Pesquera Comunitaria

1.3.1.1. Primera etapa (1957-1972): del Tratado de Roma a los primeros reglamentos comunitarios

Fue en el período de transformaciones de las reglas tradicionales del Derecho del Mar descrito al inicio de este capítulo cuando, en 1957, se firmó el Tratado de Roma relativo a la creación de la Comunidad Económica Europea (en adelante, CE), y en el que se incluye las disposiciones relacionadas con la actividad pesquera.

El establecimiento de una PPC no posee su origen en el antiguo Tratado de Roma⁷. La escasa trascendencia económica que el sector pesquero tenía para los fundadores de la Comunidad⁸, y sus preocupaciones más abocadas a la actividad agrícola provocaron que la pesca estuviera asociada a la agricultura (Anaya Turrientes y Juste Ruiz, 1986; Holden, 1996). La pesca no ha sido considerada, inicialmente, prioritaria dentro de los dominios de competencia de la CE (Anaya Turrientes y Juste Ruiz, 1986; Churchill, 1987; Munir, 1991; Boncoeur, 1996; González-Laxe; 1997; López Veiga *et al.* 1993; Holden, 1996; Franquesa, 1997; Le Bihan, 2002; Leigh, 1983; Wise, 1984; Penas, 1997; Varela-Lafuente *et al.*, 2000; Penas, 2008; Villasante *et al.*, 2008a).

⁷ El Tratado de Roma en su artículo 38, párrafo 1, establecía: “*El mercado común abarcará la agricultura y el comercio de los productos de la tierra, de la ganadería y de la pesca, así como los productos de primera transformación directamente relacionados con aquellos*”.

⁸ Alemania, Bélgica, Francia, Italia, Luxemburgo y Países Bajos.

En rigor, en el Tratado de Roma ni siquiera se hace referencia a la pesca. Ello se debe a la escasa importancia que le otorgaron los Estados originarios al sector pesquero, dotados de una vocación más continental que marítima. Para García-Negro (1987), este tratamiento se apoya en una base de mayor importancia que procede de la consideración formal de que en el eje de la base de la economía real era la pesca en 1967 para los seis Estados miembros originarios: no más que un apartado del subsector agrícola, proporcionadora de unos productos cuyo significado económico en el conjunto de la economía no tenía más relevancia que el capítulo de legumbres. Este tratamiento secundario generó, en virtud de las singularidades propias de dos actividades económicas regidas por principios diferentes, importantes disfunciones en cada uno de los pilares que conforman la actual PPC.

Siguiendo una descripción cronológica del proceso de formación de la PPC, se puede observar que ya a finales de la década de los 1960s comienzan a esbozarse las primeras manifestaciones de interés por parte de la CE en la materia⁹. Para Leigh (1983), durante estos años asistimos a un proceso de *politización* de la pesca en las instituciones comunitarias, donde emerge de su *status* de apéndice de la agricultura y comienza a detectarse un cambio tanto en la Comisión como en el Consejo respecto a las cuestiones relacionadas con la pesca. Esta relativa emergencia se debe, fundamentalmente a la confluencia de una serie de acontecimientos: (i) la creación, en 1977, de una Dirección General de Pesca de la CE, (ii) la importancia que tuvo la pesca en las negociaciones de las condiciones de acceso en la primera ampliación comunitaria, (iii) el rechazo de Groenlandia en el referéndum consultivo celebrado en 1982, (iv) el debate que se generó en torno a la adhesión de España y Portugal en virtud de la

⁹ A partir de la publicación de Informe de la Comisión sobre la situación del sector pesquero en los Estados miembros de la CE y los principios de base para la elaboración de una política común. COM (68) 250.

relevancia cuantitativa y cualitativa de la pesca en estos países y, (v) la aprobación, en 1970, de los primeros reglamentos¹⁰ pesqueros aunque limitados a ámbitos materiales concretos, como eran la organización común de mercados y la política de estructuras.

Con la aprobación de los Reglamentos (CE) N° 2141/70 y 2142/70 relativos a una organización común de mercados y a una política de estructuras respectivamente se inicia, de una parte, el reconocimiento del principio de no-discriminación entre los nacionales comunitarios en el acceso a los recursos pesqueros situados más allá de las 3 primeras millas y, de otra, el camino hacia la consolidación de una futura política pesquera en Europa, al tiempo que ya se preveía el establecimiento de ciertas excepciones a favor de determinadas poblaciones costeras.

El reglamento de estructuras constituye un punto de partida fundamental para el desarrollo de la PPC, ya que institucionalizó la coordinación de las ayudas estructurales entre los Estados miembros, anunció la intervención del Consejo en materia de conservación de los recursos pesqueros y, como elemento más importante, reconoció uno de los principios fundamentales de la PPC: el principio de no discriminación de trato entre los nacionales comunitarios en el acceso a los recursos pesqueros situados más allá de las tres primeras millas. Este principio es una derivación del antiguo art. 7 del Tratado de Roma, donde se prohibía toda discriminación por razón de nacionalidad¹¹.

¹⁰ El Reglamento (CEE) N° 2141/70 del Consejo, relativo al establecimiento de una política común de estructuras en el sector pesquero, y el Reglamento (CEE) N° 2142/70 del Consejo, relativo a la organización común de mercados en el sector de los productos pesqueros. DOCE L 236, p.1-5.

¹¹ Para Gonçalves (1983,44) algunos autores definen este acceso como libre. Con todo, esta calificación podría inducir a interpretaciones incorrectas, dado que el acceso no es, *ipso facto* libre, ya que está sujeto a reglas definidas por cada Estado que se pueden traducir en restricciones a la libertad de acceso. Tal afirmación no está en contradicción con el deber de no discriminación ya que las mismas reglas deben ser aplicadas de forma simultánea a los nacionales de todo Estado miembro. En este mismo sentido, García-Negro (1987) sostiene que “*a aplicação deste princípio só conleva o feito de non discriminar calquer buque de procedéncia de calquer país comunitario que exerza a pesca en augas de calquer estado comunitário. Trátase non de regulamentacións idénticas ou de orixe e natureza comunitárias senón de aplicación das propias de cada membro en igualdade de trato a todos os pescadores comunitários. Non*

Para González-Laxe (1997) “*de esta forma, se consolida un mínimo acuerdo de la CEE de los seis no tanto como una pretendida política pesquera común, sino que responde a una necesidad de voluntad de negociación frente a terceros*”. Para Dinamarca, Reino Unido e Irlanda el principio de igualdad de acceso era, no obstante, contrario a sus intereses pesqueros, puesto que deberían compartir sus recursos con los demás Estados¹². Las motivaciones al rechazo noruego de la PPC merecerían, al menos, un capítulo aparte y por tanto no será tratado en esta memoria. En cualquier caso, el sector pesquero tuvo una activa y decisiva participación en la negativa a forma parte de la CE¹³.

1.3.1.2. Segunda etapa (1973-1983): primeros signos de consolidación de un acervo “particularizado”

Esta iniciativa se verá indudablemente fortalecida tras el acuerdo de la CE para la adhesión de Dinamarca, Reino Unido e Irlanda¹⁴. En el curso de las negociaciones estos Estados manifestaron la necesidad de revisar el régimen previamente establecido, sobre

hai, por tanto, nen unificación de lexislacións de ordenación pesqueira nen harmonización: é simplemente un principio de non discriminación”.

¹² Las negociaciones mantenidas en este punto fueron particularmente tensas y pusieron de manifiesto la práctica imposibilidad de proceder a una aplicación inmediata del principio de igualdad de acceso. Los representantes comunitarios, en el curso de las negociaciones con los candidatos, mantuvieron la postura firme de la irrenunciabilidad del principio de igualdad de trato y mostraron su disposición para revisar las modalidades su puesta en práctica (Anaya Turrientes y Juste Ruiz, 1986; García-Negro, 1987).

¹³ Para García-Negro (1987) “*A pesca tivo en Noruega un papel decisivo no proceso de crecimiento económico, o Estado foi tutor dos intereses pesqueiros cando estes requeriron a axuda própria dun subsector económico non punteiro na economía capitalista monopolista.*” (...) “*Non hai economía capitalista de semellante degrau de desenvolvemento económico na que a pesca teña importancia comparabel á de Noruega: a poboación activa, a participación no Produto Interior Bruto, o significado da exportación pesqueira, a cuantía das proteínas procedentes do mar na dieta alimentaria noruega, son algúns dos datos que colocan a Noruega moi por diante de calquera outra economía nunha comparación*”. En 1972 su población activa pesquera alcanzaba los 38.320 pescadores. Si bien es cierto que se observa un descenso del número de pescadores en el período 1960-1970, esta caída no repercutió sobre los pescadores de dedicación exclusiva sino más bien sucedió lo contrario: en 1960 los pescadores de dedicación exclusiva representaban el 35,1% del total, en 1971 el 42% y en 1975 eran el 52,1%. En 1972, su flota pesquera estaba compuesta básicamente por dos tipos de buques: los buques de pesca (cubiertos) y las barcas de pesca (no cubiertas); los primeros alcanzaban los 7.841 buques de acero y 301.053 Trb, las segundas 23.153 unidades y 71.834 Trb (García-Negro, 1987).

¹⁴ En el acta de adhesión también se distingue entre la protección de carácter general para determinadas poblaciones costeras al extender las aguas reservadas hasta las 6 millas, de una protección especial de ciertas regiones costeras al permitir que esta extensión alcance hasta las 12 millas.

todo la cuestión de la aplicación del principio de igualdad de trato, principio que inspiraba la realización práctica de los objetivos del Tratado de Roma y que representaba la condición esencial del establecimiento de la libertad de circulación de los factores de producción.

Los seis países fundadores de la CE se aferraron a la necesidad de mantener sin cambios los principios alcanzados, que no deberían ser modificados por los intereses particulares de los nuevos Estados ya que la constitución de regímenes de excepción crearía el riesgo de una generalización de los mismos, lo que podría conducir a una negación del propio régimen al que se obligara la CE en 1970 (Gonçalvez, 1983).

La adhesión de estos Estados se tradujo, finalmente, en la creación de un régimen excepcional derogatorio del principio de libertad de acceso, aunque estén obligados a respetar el *acquis communautaire* como base de los términos de su ingreso en la CE (Leigh, 1983). Este régimen tuvo una vigencia temporal y transitoria inicialmente prevista de diez años que autorizaba a reservar una franja marítima de 0 a 6 millas y a fijar las zonas en las que este límite se podía extender hasta las 12 millas en las Islas Feroe, Groenlandia, ciertas regiones costeras de Francia, Reino Unido e Irlanda, siempre que no se afectaran los derechos reservados por el Convenio de Londres de 1964.

Con posterioridad, Dinamarca ha sido el primero en solicitar la revisión del régimen de la pesca, principalmente porque la posterior adhesión de las Islas Feroe y la permanencia de Groenlandia en la CE dependían, en buena medida y de forma simultánea, de la solución que se adoptara para ellas. Como se advierte, todo el proceso de construcción de la PPC se encuentra fuertemente influenciado por las pretensiones individuales y proteccionistas de cada uno de los Estados miembros en aras de salvaguardar sus intereses pesqueros (Villasante *et al.*, 2005).

Este factor será, sin duda, un elemento decisivo en el ulterior origen y reconocimiento de las zonas altamente dependientes de la pesca (Franquesa, 1997). La respuesta de la CE a la extensión de las ZEEs se materializó a través de la Resolución del Consejo del 3 de noviembre de 1976¹⁵, por la que se creaba una zona de pesca que se extendía hasta las 200 millas de las costas del Atlántico septentrional y del Mar del Norte, con la exclusión del Mar Mediterráneo. Además, la Comisión realizó una propuesta a los Estados miembros que consistía en fijar los criterios sobre los que establecían los TACs, y su reparto en cuotas. Este futuro acuerdo fue rechazado principalmente por Reino Unido e Irlanda, que exigían una banda costera exclusiva que llegase hasta las 100 millas contadas desde las líneas de base de sus costas¹⁶.

En 1977¹⁷, Irlanda decide aprobar una medida autónoma que consistía en prohibir la pesca de los buques de 33,5 m de eslora y de 1.150 Cv de potencia hasta las 150 millas de sus costas. El Reino Unido flexibilizó su postura respecto a la exigencia de una zona costera exclusiva de 50 millas aunque pretendió eliminar los derechos históricos alemanes, franceses y belgas de su zona y rechazó el porcentaje (21,6%) del total de cuotas de pesca propuesto por la Comisión.

¹⁵ Previamente, la CE publica una Comunicación sobre los problemas relativos a la introducción de zonas económicas de 200 millas para en el sector pesquero (COM (76) 59 final). En este documento, la Comisión propone una solución integral a los problemas tanto externos como internos como resultado de la nueva situación que debía afrontar, y divide sus propuestas en tres bloques bien diferenciados: a) conservación y gestión de los recursos pesqueros, b) negociaciones de la CE con terceros países, y c) la posición que adoptaría la CE en el seno de la III Conferencia de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar.

¹⁶ La solicitud británica pretendía resarcir las pérdidas sufridas tras la expulsión de sus pescadores de las aguas islandesas y noruegas.

¹⁷ La Comisión destaca la necesidad de adoptar medidas generales para todos o parte de los stocks, medidas específicas de limitado alcance en ciertas condiciones biológicas y ciertas situaciones socioeconómicas, y medidas de control tendientes a asegurar las acciones anteriores y garantizar la efectividad de la futura PPC. COM (77) 164 final.

En 1978 y 1979, tanto Reino Unido como Irlanda continuaron con sus exigencias¹⁸ en materia de acceso y reparto de los recursos y rechazaron no sólo el 36% previsto que propuso la Comisión del total de las cuotas de pesca, sino también el acuerdo pesquero por seis años de la CE con Canadá. En 1980, el Consejo se comprometió a aprobar una PPC antes del 1 de enero de 1981. Sin embargo, tras el ingreso de Grecia en la CE en 1981, el Reino Unido continuó con su negativa de aprobar un acuerdo con Canadá a pesar de la presión de Alemania, y solicita la creación de una zona sensible alrededor de las Islas Shetland en la cual sólo se podía pescar bajo un régimen de licencias de pesca. La intransigencia británica cede el puesto a las exigencias danesas que hasta entonces se mantuvieron refugiadas en los conflictos franco-británicos, y el gobierno danés comienza una dura política de negociación tanto en materia de acceso a las aguas de otros Estados miembros como en materia de reparto de cuotas de pesca (Wise, 1984).

Finalmente, un nuevo acuerdo entre los Estados miembros tuvo lugar en 1983 a través de la aprobación de los Reglamentos (CEE) N° 170/83 y 171/83. Con estas normas se constituyó un régimen comunitario de conservación y gestión de los recursos pesqueros, al tiempo que se aprobaron ciertas medidas técnicas de conservación. Es decir, tras la superación del límite temporal para la derogación de diez años previsto en las actas de adhesión de Dinamarca, Reino Unido e Irlanda, la CE aprobó lo que se dio en llamar la “*Europa Azul*“, una PPC que constaba de los siguientes elementos: (i) política de conservación, (ii) política de estructuras, (iii) política de mercados, y (iv) política de relaciones exteriores. Este esquema, aunque con pequeñas modificaciones, no sufrió cambios sustanciales hasta la actualidad.

¹⁸ Que fueron constestadas por Alemania y Francia que las consideraban demasiado exigentes, inaceptables y contrarias tanto a la letra como al espíritu del Tratado.

1.3.1.3. Tercera etapa (1983-2002): nacimiento de la *Europa Azul* y consolidación de un acervo común y de regímenes singulares

La gestión de los recursos pesqueros situados dentro de las aguas comunitarias, y en concreto en el océano Atlántico, ha tenido dos pilares fundamentales. El primero de ellos, ha sido el sistema de TACs, con el posterior reparto de cuotas del volumen de capturas disponibles en cuotas nacionales entre los Estados miembros atendiendo al principio de estabilidad relativa. El segundo de los instrumentos se ha apoyado en el control directo de la capacidad pesquera a través, primero de los *Programas de Orientación Plurianual* (POPs) (1983-2002) y luego por medio de los niveles de referencia de flota (2002-2012), como métodos de ajuste de la capacidad de pesca a la disponibilidad de los recursos pesqueros.

Estos mecanismos están complementados con otras medidas como las vedas temporales o de zonas, el establecimiento de zonas biológicamente sensibles o las restricciones a las tallas mínimas en las artes de pesca con vistas a evitar la captura de individuos juveniles y de descartes. Este cuerpo normativo estuvo en vigor por un período inicial de diez años, esto es, hasta 1992, fecha prevista para la primera revisión de la PPC. La reforma de 1992 no introdujo grandes cambios, a no ser por la incorporación del esfuerzo pesquero como método de medición de la capacidad pesquera, que apenas fue incorporado por algunos Estados miembros (Varela-Lafuente, 2000). La introducción de este nuevo concepto va acompañada de una categorización diferente de las flotas, tales como el principio de segmentación, la incorporación de los buques polivalentes y de las pesquerías multiespecíficas. También se creó el Instrumento Financiero para la Orientación de la Pesca (IFOP) para la totalidad de las acciones estructurales.

1.3.1.4. Cuarta etapa (2002-2012): segunda reforma de la PPC

Principio de igualdad de acceso

Después de casi veinte años de funcionamiento y tras arduos debates, la PPC fue reformada en el año 2002 hasta el 2012. En ese momento, el sector pesquero comunitario se enfrentaba, quizás por primera vez, a una serie de problemas de primer orden que no admitían dilación. Por un lado, desde comienzos de la década de los años 1970s la evolución de los recursos pesqueros en Europa estaba caracterizada por un fuerte declive de casi todas las poblaciones de peces demersales y pelágicas (Comisión Europea, 2001).

Por otro, la política de reestructuración de la flota tampoco resultó satisfactoria debido, sobre todo, a la confluencia de una serie de factores que provocaron una evolución asimétrica, originando un serio desajuste entre las previsiones establecidas y su evolución real. Ante esta situación, se aprobaron los Reglamentos (CE) N° 2369/02, N° 2370/02 y N° 2371/02, fijándose como objetivo prioritario *“la explotación sustentable de los recursos acuáticos vivos y de la acuicultura en el contexto de un desarrollo sustentable que considere de forma equilibrada los aspectos ambientales, económicos y sociales, adoptando de esta forma un enfoque basado en los ecosistemas”*. A pesar de los escasos efectos del principio de estabilidad relativa sobre la conservación de los recursos, la Comisión lo mantuvo como criterio de reparto de las posibilidades de pesca mientras no se resuelvan los problemas estructurales y se permita una mayor liberalización del mercado. Además, la Comisión adoptó la aplicación plurianual de los TACs en la medida en que se adecuan mejor al comportamiento biológico de las especies, permitiendo una gestión y planificación pesquera a medio y a largo plazo.

Planes de recuperación

En lo que se refiere a los planes de recuperación y gestión, la Comisión y el Consejo manifestaron su preocupación por la crítica situación en que se encontraban las poblaciones de bacalao del Mar del Norte y del Oeste de Escocia y la población norte de merluza, coincidiendo en que era necesario adoptar medidas de conservación con una duración mínima de cinco años. Así, la Comisión consideró que para reducir la mortalidad por pesca de estas poblaciones era preciso establecer una combinación de las siguientes medidas de gestión: la fijación de TAC que respeten estrictamente los objetivos de mortalidad por pesca aprobados en el plan de recuperación, las limitaciones del esfuerzo pesquero, la aprobación de medidas técnicas o la ampliación de las ya existentes, y la mejora de los mecanismos de control e inspección.

En la actualidad, se están aplicando una serie de Planes de Recuperación como el que afecta al bacalao que, de acuerdo con el Reglamento (CE) N° 423/2004, alcanza a las poblaciones que se sitúan en las áreas ICES Kattegat, Mar del Norte, incluido el Skagerrak, la Mancha oriental hasta el oeste de Escocia y el Mar de Irlanda, y está encaminado a incrementar las cantidades de individuos maduros de modo que alcancen valores iguales o superiores a 10.500, 150.000, 22.000 y 10.000 individuos para cada una de las zonas mencionadas.

Control

El ejercicio de la actividad pesquera necesita de medidas de sanción y de control para asegurar su eficacia. La principal característica del régimen de control consiste en que son los Estados miembros los encargados de sancionar los incumplimientos del Derecho comunitario bajo las mismas condiciones sustantivas y procesales que las aplicables en los derechos nacionales. Igualmente, y derivado de la multiplicidad en la tipificación de las sanciones y de la heterogeneidad de las conductas de los productores,

existe una dispersión y una gran diversidad en los ordenamientos nacionales en esta materia (González Laxe, 2003), variando considerablemente la eficacia de la vigilancia y del control dependiendo del territorio donde fue cometida la infracción (Comisión Europea, 2002).

El nuevo marco normativo establece que son los Estados miembros los responsables del control e inspección de las actividades pesqueras, mientras que la Comisión sólo se limitará a velar por dicho cumplimiento, siendo imprescindible la coordinación entre cada uno de ellos para evitar la asimetría existente hasta el momento (Comisión Europea, 2003). Con la finalidad de establecer un área común de inspección, una de las medidas más novedosas ha sido la creación de la Agencia de Control de la Pesca, situada en Vigo. Su objetivo consiste en coordinar y organizar las operaciones de control de los Estados miembros procurando uniformizar las actuaciones tanto en aguas de la UE, al amparo de los acuerdos pesqueros, como en aguas sujetas al régimen de Alta Mar.

1.6 CONCLUSIONES

Desde hace aproximadamente diez años los científicos y la sociedad en general asistimos al declive casi generalizado de las poblaciones comerciales en el océano Atlántico Nordeste, y prácticamente nadie pone en duda estas tendencias. Varios son los factores que, de alguna forma u otra, han contribuido a la actual situación de sobreexplotación y crisis de los mecanismos de regulación pesquera. En las primeras décadas posteriores a la Segunda Guerra Mundial, el crecimiento de la pesca marina fue muy rápido, y esto tanto si lo medimos en términos de las inversiones en pesca (capital invertido, tonelaje de los barcos, etc.) como de la producción (peso o valor del pescado desembarcado). Este período, que estableció las bases de la industrialización de la pesca en todo el mundo, también fue la época en que la pesca se comenzó a comportar como

si se tratara de cualquier otro sector de la economía, en el cual un aumento de la inversión llevaría, necesariamente, a un aumento de la producción.

Esta dinámica permitió que la industria pesquera creciera sin límites geográficos y batimétricos, en la medida en que, como se verá a lo largo de esta investigación, las flotas de pesca han desarrollado estrategias de expansión hacia los caladeros del Hemisferio Sur, ausentes de políticas pesqueras y sensibles a la corrupción y falta de transparencia en el otorgamiento de permisos y derechos de pesca.

Los cambios en el nuevo Derecho internacional del Mar, la sobrecapitalización de las flotas, los subsidios pesqueros, la gestión no cooperativa por parte de los usuarios, el fracaso conceptual en la determinación de los objetivos de gestión, la pesca ilegal, el incremento de los precios de combustible, y los nuevos intereses y necesidades de alimento de los países en vías de desarrollo que la acuicultura no parece ser capaz de compensar el declive de las capturas, son los principales factores que influyen en la dinámica de la crisis actual.

La Unión Europea no ha sido(es) un actor pasivo en este escenario, antes al contrario, se trata de uno de los interlocutores más relevantes en el desarrollo de las flotas de pesca y en la consolidación de un ávido mercado comunitario de productos de la pesca. En este complejo escenario tiene lugar un debate científico de alcance mundial en el que se discuten y deciden las próximas políticas que repercutirán en el futuro de los recursos y los pescadores. Es evidente que en la actualidad asistimos a una situación en la que debemos el futuro de la pesca sólo puede ser sostenible si permitimos que los recursos subyacentes se recuperen y se reconstruyan la biomas y el reclutamiento. Existe práctica unanimidad en relación al diagnóstico, esto es, casi nadie pone en duda los síntomas de sobreexplotación y colapso de la mayor parte de las pesquerías comerciales, y tampoco nadie cuestiona que la tarea más importante para la renovación

de la pesca y la investigación sobre la pesca consistirá, por lo tanto, en la reducción del esfuerzo de pesca en su conjunto. Sin eso, nada funcionará para la recuperación de los stocks.

Pero en lo que no existe consenso es en la determinación de las prioridades con respecto a los objetivos de conservación, al establecimiento de derechos de pesca, la introducción de incentivos a los pescadores y al papel que debe desempeñar las áreas marinas protegidas. En lo que respecta a los derechos de pesca en la PPC, los mecanismos de gestión deberían adoptar fórmulas flexibles y ágiles de intercambio de derechos, que permitieran modificar las condiciones inicialmente previstas en caso de reducción de la biomasa de un stock por debajo de los umbrales mínimos recomendados por los científicos.

Este tipo de sistemas ya ha sido implementado con éxito en algunos países, aunque aun no existen certezas acerca de los efectos de una posible proliferación en las pesquerías comunitarias, por lo que deberían extremarse las precauciones ante un mecanismo privatizador de los recursos de estas características. En este intercambio, deberían atenderse en forma de privilegios en la explotación de especies o zonas de pesca, a los pescadores de las comunidades costeras, mejor preparados y más conocedores de sus recursos del litoral. Dependiendo de cada caso en concreto, este tipo de alternativas podría combinarse con el otorgamiento de cuotas y con la determinación del esfuerzo pesquero.

Otra alternativa o combinación posible sería la creación de regímenes de co-gestión pesquera, puesto que un sistema de regulación fuerte como el actualmente vigente, crea la forma de una gobernanza *top-down*, donde tanto el control de la regulación como la recopilación estadística de datos se torna una tarea harto difícil y compleja, debido a la resistencia que presentan los pescadores afectados. La teoría señala que, en última

instancia, la incorporación de los grupos afectados en el proceso de toma de decisiones recogerá sus intereses e inquietudes de tal forma de compatibilizarlos con los objetivos de conservación.

Con respecto a las áreas marinas protegidas y ante el desconocimiento del estado de numerosas poblaciones y el colapso de muchas otras, este instrumento deber ser percibido no como pequeñas concesiones dispersas en casos de colapsos devenidos, sino como una herramienta de gestión de primer orden en aras de preservar, para las futuras generaciones, el capital natural en forma de recursos pesqueros en buen estado.

En resumen, nos encontramos ante una oportunidad única de modificar las actuales reglas de juego que contribuyeron a la crisis actual. No es una tarea fácil ni mucho menos, pero afrontamos dos alternativas posibles: en una, todo seguiría funcionando como hasta ahora, incluso las tendencias actuales a la capacidad excesiva y el agotamiento en serie de los recursos pesqueros podrían agravarse, en otra, la configuración de un nuevo escenario conduciría a la ciencia de la pesca y la gestión a alejarse del establecimiento de cuotas de captura anuales como su principal método y a dirigirse hacia una gestión de la pesca basada en los ecosistemas y en las implementación de áreas marinas protegidas como herramienta para la conservación de los recursos, generando un nuevo consenso en la comunidad científica que llevaría a la emergencia de una “*ciencia de la conservación*” de los recursos pesqueros.

CAPÍTULO 2

TENDENCIAS, CAMBIOS ESTRUCTURALES Y EFICIENCIA DE LA FLOTA PESQUERA COMUNITARIA

“Following the Royal Commission of 1866, England had repealed a host of restrictive laws. The development of steam-powered trawling in the 1880’s, which enormously increased man’s predatory capacity, and the marked improvement of the trawl method in 1923 turned the pendulum, and throughout the internal years discussion centred on the problem of “overfishing” and “depletion”. This was accompanied by a considerable growth of restrictive regulations”.

Scott Gordon (1954) The economic theory of a common-property resource: the fishery.

2.1. INTRODUCCIÓN

Los estudios relacionados con la problemática de la capacidad pesquera son relativamente recientes en la literatura de la economía pesquera. Los aspectos relacionados con la flota comunitaria están enfocados al análisis de su evolución global (Lindebo, 2002; Sgeca, 2007; Eurostat, 2007; Gelchu y Pauly, 2007), de la efectividad de la política estructural (Surís-Regueiro *et al.*, 2003), de los efectos de los planes de recuperación sobre la flota (de Wilde, 2003), del examen de indicadores económicos (Hilborn y Walters, 1992; Lindebo, 1999, 2003) y de rentabilidad (Comisión Europea, 2007), del impacto de los subsidios (Hatcher, 2000), del consumo de gasóleo (Tyedmers *et al.*, 2005; Van Marlen, 2009), y de los efectos de la flota sobre las pesquerías del Hemisferio Sur, en concreto en África (Sumaila y Vasconcellos, 2000; Kaczynski y Fluharty, 2002) y América Latina (Sumaila y Villasante, 2008).

Es por ello que en este capítulo se abordan las principales tendencias y cambios estructurales de la flota desde una perspectiva aun no examinada, en la medida en que: (a) se presenta una visión global de la actividad de la flota comunitaria en todas las áreas de pesca, (b) se elabora un examen comparativo entre las ratios de eficiencia tecnológica y la ratio de reducción interanual de la flota de la UE, (c) se analizan, por primera vez, las tendencias de la capacidad de las flotas de bajura, litoral, altura y gran altura, y (d) se presentan las ratios de productividad de capital, laboral y de rentabilidad económica de las flotas de los Estados miembros.

2.2. APROXIMACIÓN TEÓRICA DE LA CAPACIDAD PESQUERA

Como resultado de la sobreexplotación de los recursos pesqueros, la cuestión del examen de la capacidad pesquera devino un aspecto central en la gestión de pesquerías. (Gabriel y Mace, 1999). Así, en la Unión Europea recientemente se estimó que existía

una sobrecapacidad del orden del 50%, recomendando que la mayor parte de los stocks del Mar del Norte y Mar Báltico requerían de una reducción de los TACs entre un 10-30% (Comisión Europea, 2001). En Estados Unidos, cerca del 55% de las pesquerías gestionadas por el gobierno federal estaban operando a niveles no sostenibles (Ward *et al.*, 2001), como resultado, en gran medida, de los efectos de los subsidios pesqueros (Sharp y Sumaila, 2009).

Ello condujo a que, en 1999, FAO recomendara que los Estados tomaran medidas para evaluar de manera preliminar el estado de situación de sus flotas (Cunningham y Gréboval, 2001), lo que permitiría identificar las pesquerías en las que la relación capacidad-recursos se encontrara desequilibrada (Pascoe *et al.*, 2004). Lo que parece cierto es que, tras más de diez años desde estas recomendaciones, prácticamente no se han realizado este tipo de análisis empíricos (Lindebo, 2003) y, como es lógico, no se conocen aplicaciones con resultados prácticos a partir de las recomendaciones propuestas.

En la Unión Europea, Lindebo *et al.* (2002) extendieron el análisis teórico general de la flota y profundizaron su examen con la finalidad de clarificar la situación de la capacidad pesquera en Europa llevado a cabo hasta entonces. Más tarde, Lindebo (2003) fue más allá y empleó las variables de captura por unidad de esfuerzo, la utilización de los inputs, el enfoque denominado *Peak-to-peak* y el *Data Environmental Analysis (DEA)*.

El primero sirve no sólo como indicador directo en relación con los inputs fijos y variables considerados, en particular el volumen y valor de descargas, así como otros parámetros físicos como los días de mar y la potencia, sino también como indicador indirecto de la variación de la biomasa (FAO, 2002). La utilización de los inputs variables como los días de faena indicaría el posible incremento en la utilización de

capacidad siempre que las embarcaciones no estuvieran influenciadas por restricciones de gestión, condicionamientos ambientales, aspectos económicos, o las estrategias de explotación de las distintas empresas (Dupont *et al.*, 2002).

Basándose en los pioneros trabajos de Klein (1960) y Ballard y Roberts (1977) y posteriormente adoptado por FAO (1999), Lindebo (2003) aplicó el modelo *Peak-to-peak* (PTP), que consiste en la obtención de registros históricos de ratios de capturas comparando los picos máximos y mínimos de un período determinado. Las aplicaciones empíricas de este modelo se documentan en Ballard y Roberts (1977) para las pesquerías del Pacífico en Estados Unidos y por García y Newton (1995) a nivel mundial.

Por último, el análisis *Data Environmental Analysis (DEA)* ha sido identificado como un método matemático robusto para medir la capacidad potencial de una pesquería atendiendo a la estructura actual de una flota (FAO, 1999), en el que se utiliza la optimización de una función objetiva según diferentes parámetros, siendo su ventaja comparativa la consideración de diferentes inputs y outputs de la flota (Vestergaard *et al.*, 2002).

2.2.1. Definición de capacidad pesquera

Si bien se han desarrollado varias definiciones sobre la sobrecapacidad (FAO, 1998) optamos aquí por la versión más simple que consiste en la existencia de un número excesivo de buques en una pesquería en relación a los recursos disponibles (Thiele, También introducimos aquí el concepto tradicional de capacidad pesquera elaborado por FAO, con el objeto de considerar las futuras implicaciones sobre el sector.

El Grupo Técnico de Trabajo de la FAO propuso la siguiente definición de capacidad pesquera: *“The ability of a stock of inputs (capital) to produce output (measures as either effort or catch). Fishing capacity is the ability of a vessel or fleet of vessels to catch fish”*, advirtiendo que la *“Fishing capacity is the maximum amount of fish over a period of time that can be produced by a fishing fleet if fully utilised, given the biomass and age structure of the fish stock and the present state of the technology”* (FAO, 1998).

Habitualmente, la medición de la capacidad se encuentra asociada al número de buques, tonelaje, potencia y días de pesca de las embarcaciones, considerándolos indicadores indirectos del esfuerzo pesquero. Kirkley y Squires (1988) han demostrado la ineficacia de utilizar el número de unidades como medida de capacidad pesquera o del stock de capital. Por el contrario, el tonelaje y la potencia han sido las medidas más comúnmente empleadas (Lindebo, 2002). Existen otras formas de medición de la capacidad como la utilización de capacidad, que conceptualmente representa el grado en el que una embarcación es utilizada a su máxima capacidad, o la ratio entre las capturas actuales y las capturas potenciales si la unidad se empleara en su totalidad (Ward *et al.*, 2004).

Por otra parte, resulta interesante abordar el análisis de la evolución de la capacidad de pesca desde distintas perspectivas o enfoques, puesto que no sólo existen numerosas formas de abordarla, sino también porque la percepción de los usuarios del recurso pesquero y los gestores puede llegar a diferir de forma notable (Lindebo, 2002).

Es así como los indicadores de capacidad adquieren una relevancia destacada, variando desde indicadores físicos como los días de faena (Hilborn y Walters, 1992; Comisión Europea, 1999, 2007a; Sgeca, 2007; Gelchu y Pauly, 2007), coeficientes tecnológicos como la eficiencia tecnológica (Fitzpatrick, 1996; García y Newton, 1995;

Gelchu y Pauly, 2007), o indicadores económicos como las capturas, capturas por unidad de esfuerzo, costos de explotación, beneficios, o uso de capital, etc. (Hilborn y Walters, 1992; Lindebo, 1999), hasta indicadores sociales que consideran a los tripulantes por embarcación.

2.3. LA CAPACIDAD PESQUERA EN LA POLÍTICA PESQUERA DE LA UNIÓN EUROPEA

2.3.1. Los programas de orientación plurianual (POPs)

El progreso tecnológico de las embarcaciones indudablemente originó un incremento del esfuerzo pesquero a escala global, con particular énfasis entre 1970 y 1995 donde se produjo un aumento promedio del orden del 500% y una reducción simultánea de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) que oscilaron en torno al 75% (Gelchu y Pauly, 2007).

Ello generó una etapa de crisis constante en los intereses pesqueros de la CE, ya que los informes científicos coincidían en alertar del excesivo esfuerzo pesquero que se ejercía sobre los stocks, destacando la necesidad inmediata de reestablecer el equilibrio entre la capacidad pesquera y los recursos pesqueros (Comisión Europea, 1991, 1995). Esto provocó la creación de los POPs, con la finalidad de reducir la capacidad y adaptarla a los recursos disponibles. Desde la instauración de la PPC en 1983 la CE ha aprobado cuatro POPs.

2.3.1.1. POP I (1983-1986)

Con una vigencia temporal de tres años, la Comisión aprobó el POP I 1983-1986, cuyo objetivo consistía en modernizar y renovar la flota en el contexto de una estabilización o reducción de la capacidad de pesca, asegurar la rentabilidad económica de las empresas y salvaguardar los empleos existentes. A pesar de la voluntad de la

Comisión en aprobar por primera vez un sistema de control de la capacidad pesquera, el cumplimiento de los objetivos fue muy modesto y la mayor parte de los países continuaron incrementando su capacidad (González Laxe, 1997; Domínguez-Torreiro, 2003).

El ingreso de España y Portugal impulsó a la Comisión y al Consejo a adoptar una nueva orientación de la PPC de cara a su integración en las aguas comunitarias. Para ello se aprobó el Reglamento (CEE) N° 4028/86 por el que se creó un segundo conjunto de programas con el objetivo de reforzar las medidas de intervención en materia de control (Comisión Europea, 1991).

2.3.1.2. POP II (1987-1991)

Las decisiones aprobatorias preveían una reducción quinquenal de la capacidad de cada flota del orden del 2% de la potencia y de un 3% del tonelaje. Con la excepción del artículo 8 del Reglamento (CEE) N° 4028/86 que daba prioridad a las ayudas concedidas a la construcción de buques siempre que los destinatarios de las mismas retiraran un tonelaje equivalente, el sistema de control de la flota no ha sido capaz de regular las entradas y salidas de la capacidad. Simple prioridad que únicamente España cumplió con su aplicación.

Nuevamente, si laxos fueron los grados de cumplimiento, también cabe manifestar una cierta voluntad de determinados países por controlar la carrera al alza de la capacidad de sus embarcaciones (Comisión Europea, 1991). Atendiendo a las manifestaciones de la Comisión, diversas son las razones que explican la ineficacia de estos primeros programas: (i) se advierte la existencia de una fuerte competencia entre los propios pescadores que non eran conscientes del alto grado de sobreexplotación de los recursos, (ii) se pone de relieve la relativa ambigüedad de los objetivos previstos en cada un de los programas inspirados por la idea del crecimiento del sector en un

contexto general de sobrecapacidad de la flota, situación que se agravaba todavía más al existir una gran dificultad para cuantificar con exactitud el número y la capacidad real de la flota operativa y, por último, (iii) cada año y para cada nuevo programa se han ido aprobando masivas ayudas a favor del desarrollo de la flota (Comisión Europea, 1995; Gelchu y Pauly, 2007).

2.3.1.3. POP III (1992-1996)

Los programas aplicables para el período 1992-1996 fueron aprobados teniendo en cuenta las críticas que habían recibido los anteriores y con la precaución de no reiterar las graves imprecisiones cometidas. Previamente, en 1990 la Comisión decidió encargar a un grupo de expertos independientes la elaboración de un informe que sirviera de sustento científico para su posterior discusión y aprobación en el seno de las negociaciones del POP III 1992-1996.

Este trabajo, denominado *Informe Gulland*, arribó a una serie de conclusiones generales entre las que destacó la crítica situación del conjunto de los recursos pesqueros, sobre todo de las especies demersales del Atlántico y del Mar del Norte, al tiempo que recomendaba una reducción inmediata del esfuerzo pesquero.

Sobre la base de este Informe, la Comisión elaboró una primera proposición de programa que incluía una reducción prevista para cada una de las poblaciones afectadas: un 30% de esfuerzo de pesca para las especies demersales, un 20% de esfuerzo de pesca para las especies bentónicas, y el 0% de esfuerzo de pesca para las especies pelágicas¹⁹.

¹⁹ Ante la propuesta de estas reducciones los Estados reaccionaron de forma negativa en razón de las consecuencias socioeconómicas que una disminución de tal magnitud podría originar a corto plazo. En el ámbito de la negociación de este programa y a pesar de que los debates se tornaron cada vez intensos, Reino Unido, Francia, España, Portugal y Alemania aceptaron reducir sus propuestas, no así las presentadas por la Comisión por considerarlas excesivamente rigurosas, mientras que Grecia, Países Bajos, Italia y Bélgica solicitaron una leve reducción de sus esfuerzos de pesca.

Pendiente de aprobación y consciente del vacío jurídico que podría provocar la ausencia de un programa de reducción de flota, la Comisión decidió aprobar un programa transitorio únicamente de aplicación para el año 1992. Este programa, adoptado en julio de ese año, preveía una reducción del esfuerzo pesquero

A juicio de la Comisión, a finales del programa los resultados sobre el grado de cumplimiento eran, en términos generales, satisfactorios.

2.3.1.4. POP IV (1997-2001)

La formulación del POP IV 1997-2001 siguió la misma metodología que el programa anterior en cuanto a la necesidad de sustentar científicamente los objetivos de reducción. En este caso, la Comisión decidió encargar al Instituto Danés de Recursos Marinos un informe que sirviera de base para la aprobación del POP IV. Así, los redactores del *Informe Lassen* concluyeron que los recursos se encontraban en una situación preocupante aunque no dramática, aconsejando que la flota comunitaria debiera reducir sus capturas entre el 17% y el 40% dependiendo de las especies.

Asimismo, formuló las siguientes recomendaciones: para las poblaciones en estado crítico se deben aplicar medidas radicales y de efectos inmediatos, para las especies sobreexplotadas son recomendables medidas de mejora de la explotación con la mayor brevedad posible, para las especies que no presentan problemas pero que deben ser vigiladas, las conclusiones de este grupo de científicos se basaron en impedir un deterioro progresivo y detener el incremento de la capacidad pesquera. Los resultados de este programa tampoco resultaron satisfactorios ya que los porcentajes de disminución difieren sustancialmente entre una flota y otra. A excepción de Países Bajos, todos los Estados alcanzan sus objetivos globales. Sin embargo, sólo Dinamarca, España, Portugal y Finlandia cumplieron sus objetivos en todos los segmentos (González-Laxe, 2003; Comisión Europea, 2003a; Surís-Regueiro *et al.*, 2005).

del orden del 2%. Mientras tanto, en el seno de los debates que giraban en torno al POP III 1993-1996 y a la espera de la primera reforma de la PPC, el Reino Unido -por entonces quien ostentaba la presidencia del Consejo- propuso una solución de compromiso que consistía en reemplazar las tasas de reducción del 30%, 20% y del 0% por el 20%, 15% y el 10% respectivamente.

2.3.1.5. Los niveles de referencia en la reforma de la Política Común de Pesca (2002-2012)

Después de casi veinte años de funcionamiento y tras arduos debates en diciembre de 2002 se ha aprobado una segunda reforma de la PPC (Symes, 2005). En ese momento el sector pesquero europeo debía hacer frente a serios problemas que eran responsables de la actual crisis del sector.

Por un lado, la situación de las principales especies comerciales se caracteriza por un elevado grado de sobreexplotación, un elevado número de descartes y por la necesidad de considerar los efectos medioambientales de la pesca (Comisión Europea, 2001). Por otro, la política de reestructuración de la flota no ha arrojado resultados satisfactorios, ya que originó un desajuste entre las previsiones marcadas y las realidades de cada una de las flotas (Varela-Lafuente *et al.*, 2000; González-Laxe, 2003), lo que acentuó el desequilibrio estructural entre la flota y los recursos, y afectó negativamente la sostenibilidad de los recursos marinos a largo plazo (Pauly y Maclean, 2003).

A la vista de ello, los Reglamentos N° 2369/02, 2370/02 y 2371/02 establecen, como eje prioritario para 2002-2012, la explotación sostenible de los recursos en sus dimensiones económica, social y medioambiental, aplicando el principio de precaución en los casos de incertidumbre respecto a la información científica disponible.

En la Unión Europea éste ha sido uno de los argumentos centrales del fracaso de la política estructural, ya que al tiempo que la Comisión aprobaba un plan de reducción de capacidad otorgando ayudas públicas, subvencionaba de forma simultánea, con planes de ayudas por importes superiores (Lindebo, 2003), planes de renovación, modernización y desguace de buques (Stump y Batker, 1996). Dado que los resultados de los POPs han sido escasamente efectivos en la recuperación de los stocks, la

Comisión Europea los sustituyó por un sistema menos complejo denominado *niveles de referencia*.

Estos niveles están compuestos por la suma de los objetivos del POP IV (1997-2001) para cada segmento de flota, y el régimen de entradas y salida de embarcaciones se rigen, a partir del 1 de enero de 2003, de acuerdo a las reglas siguientes: (i) la entrada de nueva capacidad de flota sin ayuda pública deberá estar compensada por la retirada sin ayuda pública como mínimo de la misma capacidad y, (ii) la admisión de nueva capacidad con ayuda pública deberá estar compensada por la retirada sin ayuda pública de como mínimo, la misma capacidad para la entrada de nuevos buques de 100 Tab o menos, o como mínimo, de 1,35 veces esa capacidad para el ingreso de nuevos buques de más de 100 Tab²⁰.

2.4. MATERIAL Y MÉTODOS

2.4.1. Estadísticas pesqueras: problemas y aplicaciones

La elaboración de las estadísticas pesqueras ha estado sujeta en la Unión Europea a los problemas vinculados al origen diverso y heterogéneo de los distintos sectores pesqueros que lo conforman, y al diferente tratamiento dispensado al sector en función de su importancia en la economía de cada Estado miembro (Zeller y Pauly, 2003, 2007).

Si bien es verdad que la Comisión Europea y los servicios estadísticos de *Eurostat* han realizado un importante esfuerzo por mejorar la información estadística en las

²⁰ Los objetivos de reducción no se aplican a todos los territorios o sectores productivos, como los buques que estén matriculados en las regiones ultraperiféricas de España (Islas Canarias), Francia (los Departamentos Franceses de Ultramar) y Portugal (las Islas de Azores y Madeira), los buques de los Estados integrados a la Comunidad en 2004 y los buques que se utilicen exclusivamente para la acuicultura. Por su parte, en cuanto a la concesión de nuevos fondos estructurales únicamente podrán percibirlos los Estados que cumplan con los niveles de referencia, remitan los datos de su flota al registro de buques de pesca comunitario y respeten los baremos de entrada y salida de capacidad. Paralelamente las ayudas para la renovación y modernización sólo se concedieron hasta el 31 de diciembre de 2003 y tan sólo para los buques menores de 400 Gt.

últimas dos décadas, lo cierto es que aún persisten ciertas e incluso serias²¹ dificultades para cuantificar adecuadamente la realidad del sector. Éste es un problema que afecta de forma generalizada al conjunto de la industria pesquera, y en especial en lo que se refiere a las estadísticas pesqueras en China (Watson y Pauly, 2001).

Con todo, existen dos ámbitos donde se han dirigido estos esfuerzos de forma predominante: el estado de los recursos pesqueros en aguas comunitarias y la evolución de las magnitudes de la flota pesquera. Respecto a este último extremo, para analizar los posibles cambios de la flota y potencialmente evaluar sus implicaciones sobre los recursos pesqueros, se dispone de un número relativamente importante de estadísticas, aunque habitualmente incompletas y rara vez exhaustivamente desagregadas.

En este trabajo se han examinado todas las estadísticas que aportan datos relativos a la flota pesquera comunitaria: las decisiones aprobatorias y modificatorias de cada uno de los POPs, los Informes anuales de la Comisión sobre los resultados de los POPs²² y la base de datos de los servicios oficiales de Eurostat de la Unión Europea.

Para el análisis de las tendencias globales de la flota comunitaria utilizamos cada una de estas bases de datos haciéndolas mutuamente coherentes, a diferencia de otros trabajos que emplean sólo uno de ellas (Hatcher, 2000; Comisión Europea, 2003, 2006). No obstante, y dado que el objetivo de este trabajo consiste en identificar la trayectoria de la flota desde una nueva perspectiva, procurando examinar no tanto la evolución de la flota en términos globales sino más bien el desarrollo de las flotas atendiendo a cada uno de sus estratos y sus efectos e implicaciones, para este segundo análisis por estratos se utiliza la base de datos de Eurostat porque provee, de forma relativamente

²¹ Particularmente en el ámbito de la cuantificación del número de empleos directos e indirectos y de la pesca ilegal en la Unión Europea

²² COM (94) 208, COM (95) 463, COM (96) 305, COM (97) 352, COM (00) 738, COM (01) 541, COM (02) 446, COM (03) 508, COM (04) 799 y COM (05) (691).

satisfactoria y detallada en cuanto a la referencia por países de forma exhaustiva, datos de buques, tonelaje y potencia para el período 1990-2006.

Con el objeto de complementar y profundizar nuestro análisis, examinamos también los coeficientes técnicos, lo que ofrece una idea de los grados de desarrollo técnico de las flotas, las ratios de eficiencia tecnológica y las ratios de reducción real de la flota, así como las ratios de productividad de la flota y las ratios de productividad laboral. En estos últimos casos, empleamos los datos de descargas contenidos en Eurostat, Fitzpatrick (1995), García y Newton (1995) y Lindebo (1999), así como los informes de la Unión Europea *Economic Performance of Selected European Fishing Fleets*.

2.4.2. Estratificación de la flota

Si bien existen diversas maneras de segmentar una flota, posiblemente el tonelaje o la potencia representan el indicador más adecuado para medir la capacidad pesquera (Gulland, 1983; García y Newton, 1995; Marchal *et al.*, 2002). A partir de la información que aporta Eurostat homogeneizamos las distintas flotas siguiendo la clasificación por estratos efectuada por las *Táboas Input-Output Pesca Conserva Galegas (1999)* (TIOPECA-99), atendiendo a la estratificación en función del tonelaje: (i) Bajura (de 0-24,9 Trb), (ii) Litoral (de 25-149,9 Trb), (iii) Altura (de 150-499,9 Trb), y (iv) Gran Altura (más de 500 Trb).

Se consideró que estos 4 estratos dividen de forma adecuada a la flota comunitaria objeto de este estudio. La relación de cada tipología de estrato viene dada por la existencia de una serie de características homogéneas. La flota de bajura está compuesta por unidades de pequeño tamaño que faenan en aguas interiores y/o costeras, y habitualmente utilizan artes menores diversas que simultanean a lo largo del año (Ifremer, 2007). La pesca de litoral está representada por pequeñas y medianas

embarcaciones con capacidad de operar dentro de la plataforma continental o zona económica exclusiva (ZEE), empleando artes de arrastre, palangre o cerco (García-Negro, 2003).

En estos primeros estratos se concentra prácticamente el 80% del total del número de pescadores (Chuenpagdee *et al.*, 2006) y el ~81% de toda la flota de la Unión Europea (Ifremer, 2007). La pesca de altura practica una pesca industrial faenando en caladeros como Gran Sol, aguas de Noruega, Groenlandia, Islandia o Rusia, o en zonas como el banco canario-sahariano y el Atlántico Sudoccidental, entre otros, y se caracteriza por permanecer varios días faenando sin regresar a puerto (MRAG, 2005).

2.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.5.1. Resultados Globales

2.5.1.1. La revisión de los objetivos como método de ajuste de los programas de reestructuración

La ineficacia de los POPs se debió a diversos factores. Primero, la Comisión ha tenido grandes dificultades para cuantificar la capacidad real de la flota por la disparidad en los métodos de cálculo de cada Estado, por la existencia de buques que no habían sido notificados con anterioridad, y por la tardía y dispar remediación de las embarcaciones de Trb a Gt (Comisión Europea, 1997, 1999, 2000; Lindebo, 2003; Tribunal de Cuentas Europeo, 2007).

Segundo, ha existido una enorme reticencia por parte de los Estados a la hora de reducir su flota, ello sumado a la aquiescencia de la Comisión por detener este problema y a la exigua normativa comunitaria en materia de sanción en caso de no alcanzar los objetivos (González-Laxe, 1997; Villasante *et al.*, 2005).

Tabla 3 Objetivos iniciales y finales de los programas de orientación plurianual (1986-2002)

POP I 1983-1986								
Estado	Objetivos TRB		Situación	Objetivos KW		Situación		
	Inicial	Final	Real	Inicial	Final	Real		
	1986 (a)	1986 (b)	1987	1986 (a)	1986 (b)	1987		
ALE	78.479	78.479	51.500	182.000	164.494	139.100		
BEL	22.000	22.000	25.165	96.000	70.656	78.506		
DIN	120.000	122.879	136.680	525.825	525.825	563.667		
ESP	667.407	613.530	631.838	2.617.478	1.776.610	1.831.554		
FRA	192.807	192.807	209.560	914.000	914.000	1.158.576		
GRE	124.349	134.659	137.761	683.000	502.467	568.823		
IRL	32.000	45.300	58.845	181.200	181.200	234.982		
ITA	272.400	275.255	302.986	1.223.099	1.568.288	1.796.829		
PBA	66.800	66.800	82.400	530.000	390.080	498.800		
POR	361.645	215.930	208.670	555.261	552.044	515.988		
RUN	147.000	198.997	206.934	763.515	1.117.557	1.155.212		
UE-13	2.084.887	1.966.636	2.052.339	8.271.378	7.763.221	8.542.037		
POP II 1987-1991								
Estado	Objetivos TRB		Situación	Objetivos KW		Situación		
	Inicial	Final	Real	Inicial	Final	Real		
	1991 (c)	1991 (d)	1992	1991 (c)	1991 (d)	1992		
ALE	48.200	85.336	79.155	132.000	206.465	189.801		
BEL	21.430	21.551	27.867	69.242	70.069	81.431		
DIN	119.400	119.188	114.621	515.300	514.716	472.146		
ESP	648.607	673.303	645.103	2.088.783	1.955.372	1.917.442		
FRA	187.023	220.594	217.793	895.720	1.220.437	1.254.336		
GRE	130.619	126.528	130.373	492.413	688.203	664.913		
IRL	43.941	48.750	50.693	177.576	197.011	176.075		
ITA	250.000	268.198	267.471	1.198.600	1.541.664	1.536.518		
PAB	64.796	95.496	142.827	382.278	412.988	446.615		
POR	209.140	211.530	181.960	544.408	553.678	503.557		
RUN	141.620	193.027	214.733	748.245	1.095.206	1.228.922		
UE-13	1.864.776	2.063.501	2.072.596	7.244.565	8.455.809	8.471.756		
POP III 1993-1996								
Estado	Objetivos TRB		Situación	Objetivos KW		Situación		
	Inicial	Final	Real	Inicial	Final	Real		
	1996 (e)	1996 (f)	1997	1996 (e)	1996 (f)	1997		
ALE	74.764	88.358	70.154	183.856	185.941	161.883		
BEL	17.992	23.323	22.507	58.512	67.857	63.540		
DIN	108.422	138.043	106.499	435.738	483.306	411.684		
ESP	618.773	816.912	609.768	1.810.836	1.803.922	1.535.323		
FIN	22.523	24.547	23.367	213.179	224.831	217.372		
FRA	180.378	209.032	179.469	949.087	1.144.826	987.586		
GRE	123.014	121.270	113.644	471.532	657.547	649.660		
IRLA	51.195	72.234	63.263	179.732	208.179	205.254		
ITA	249.182	231.940	228.861	1.464.680	1.356.034	1.455.611		
PBA	91.035	147.011	146.615	346.888	448.044	455.063		
POR	192.295	201.713	125.461	508.048	519.873	395.320		
RUN	173.455	252.088	255.404	995.627	1.072.484	1.054.928		
SUE	48.754	51.997	50.525	266.715	265.838	255.338		
UE-13	1.880.505	2.301.924	1.995.537	7.404.536	7.948.013	7.848.562		
POP IV 1997-2002								
Estado	Objetivos TRB/GT		Situación	Objetivos KW		Situación		
	Inicial	Final	Objetivo	Inicial	Final	Objetivo	Real	
	2001 (f)	2001 (g)	2002	2001 (f)	2001 (g)	2002	2002	
ALE	81.973	80.695	80.695	67.113	170.050	170.050	166.890	158.244
BEL	23.323	23.260	23.260	24.194	67.857	67.857	67.857	66.863
DIN	132.539	132.706	132.706	101.081	463.437	463.437	459.526	363.202
ESP	799.253	783.113	783.113	527.268	1.755.636	1.802.836	1.793.251	1.288.236
FIN	22.992	23.203	23.203	19.736	212.487	217.634	216.195	191.233
FRA	185.867	253.038	253.038	228.065	922.357	1.161.131	1.155.805	1.096.469
GRE	120.755	119.910	119.910	109.303	654.172	654.172	653.497	634.921
IRLA	69.649	83.167	83.167	68.189	199.009	213.409	215.939	193.153
ITA	232.602	229.833	229.833	217.960	1.332.363	1.341.775	1.338.972	1.312.797
PBA	131.809	145.520	145.520	180.063	347.095	421.193	423.161	418.945
POR	195.885	194.756	194.756	116.968	497.246	497.246	492.844	403.245
RUN	250.684	269.789	269.789	242.707	1.066.463	1.066.463	1.065.278	914.158
SUE	51.159	51.436	51.436	46.982	261.857	261.857	261.029	231.286
UE-13	2.224.339	2.315.787	2.315.787	1.949.629	7.475.685	7.859.569	7.833.020	7.272.752

Fuente: Elaboración propia a partir de las decisiones comunitarias. Nota: ALE: Alemania, BEL: Bélgica, DIN: Dinamarca, ESP: España, FIN: Finlandia, FRA: Francia, GRE: Grecia, IRL: Irlanda, ITA: Italia, PAB: P. Bajos, POR: Portugal, RUN: R. Unido, SUE: Suecia.

Tercero, los objetivos de reducción de la flota han resultado ser muy modestos al prevalecer los intereses estatales por encima de las recomendaciones científicas (Comisión Europea, 2001, Villasante *et al.*, 2008a; Comisión Europea, 2009). Estos objetivos han sido revisados sistemáticamente y los objetivos iniciales se modificaron en numerosas ocasiones (Villasante *et al.*, 2005, García-Negro, 2008a; Comisión Europea, 2009). No por ser menos interesante que los demás factores, nos centraremos en la revisión de los objetivos de reducción de la flota. En este sentido, y siguiendo la metodología empleada por el Tribunal de Cuentas (1994), en la Tabla 3 se observan los efectos de la revisión continua de los objetivos durante 1987-2002.

Se deduce que los objetivos iniciales y finales previstos en gran parte de los programas no concuerdan entre sí, ya que los objetivos de reducción se han revisado sistemáticamente a lo largo del tiempo -normalmente al alza-, de tal forma que incluso los objetivos del POP IV en tonelaje (2.315.787 Trb/GT) superan a los del POP I (1.966.636 Trb). Es decir, la revisión de los objetivos provocó un efecto de incremento de los mismos que neutralizó los objetivos de reducción, y un efecto de traslación por acumulación de este aumento a los programas sucesivos²³.

2.5.1.2. Tendencias globales de la flota

En este apartado se presentan los resultados globales de la evolución de la flota comunitaria en sus dos magnitudes más representativas: tonelaje y potencia. En la medida en que no se dispone de una serie estadística única, utilizamos la fuente de Eurostat²⁴ como base de datos razonablemente satisfactoria.

²³ Bien es verdad que los efectos de la remediación de la flota podrían tener algún tipo de efecto en la adecuada contabilización y medición de la capacidad pesquera, aunque actualmente este factor no parece tener implicaciones importantes.

²⁴ Para el período 1990-2007, y las decisiones comunitarias y los Informes de la Comisión sobre los progresos de los POPs para 1987-1989.

Los resultados son los que se presentan en la siguiente Figura 1, que muestra que el tonelaje se redujo entre el ~10-15%, lo que representa alrededor de 223 mil Trb entre 1987-2007. Así, la reducción alcanzaría el 11,3%. Si se subdivide el período de la política pesquera comunitaria entre 1987-2002 y 2002-2007, los resultados serían de apenas 19,3 mil Trb en el primer caso, y en el segundo de 204,3 mil Trb en términos nominales.

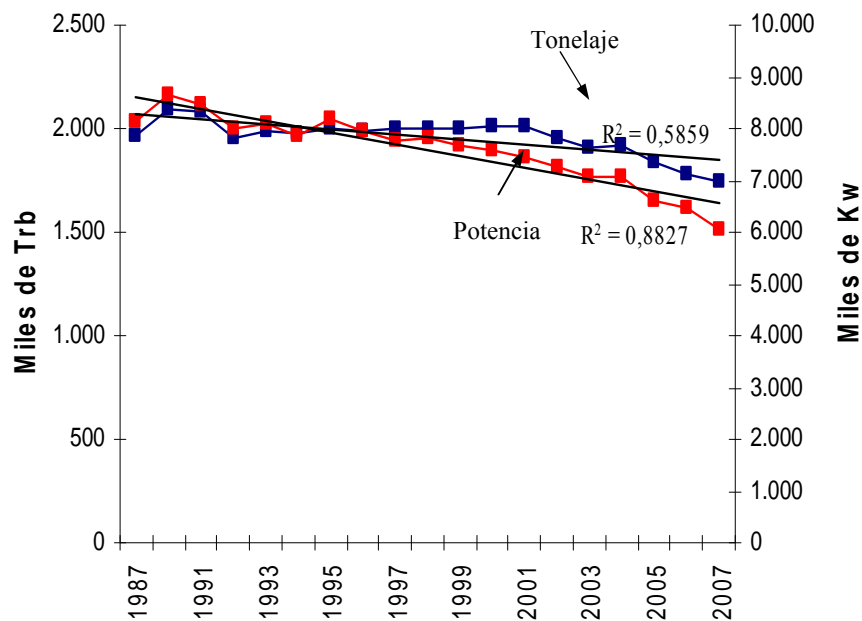


Figura 1 Resultados globales de la flota comunitaria en tonelaje (•) y potencia (•) en la UE-13. Fuente: Decisiones comunitarias, Eurostat y SEC (93) 881, COM (94) 208, COM (95) 463, COM (96) 305, COM (97) 352, COM (00) 738, COM (01) 541, COM (02) 446, COM (03) 508, COM (04) 799 y COM (05) (691). Los datos de los Informes de la Comisión excluyen los territorios ultraperiféricos (Azores, Dptos. Franceses de Ultramar, Islas Canarias y Madeira).

Siguiendo el mismo método de cálculo, la potencia disminuyó durante 1987-2007 en torno al 25,6%, o 2,1 millones de Kw. Entre 1987-2002, la reducción alcanzó el 10,9%, 896 mil Kw, y con posterioridad a 2002 los resultados sugieren que la potencia se redujo el 14,7%, que representa alrededor de 1,2 millones de Kw. Una vez más, estos resultados ponen en evidencia que la reducción comienza a ser realmente efectiva a partir de 2002 y como respuesta a la constatación del fracaso de los POPs, al mayor

seguimiento de las ayudas públicas a la modernización de buques, y a la mejora de los mecanismos de control (Penas, 2008).

2.5.1.3. Efectos del progreso técnico o la falacia de reducción

La definición del esfuerzo pesquero en el marco de las medidas estructurales adoptadas suele ignorar la incidencia de cualesquiera otras componentes como son las medidas técnicas y el progreso técnico. Las aplicaciones tecnológicas como la incorporación de equipos electrónicos de GPS han incrementado de forma sustancial el esfuerzo pesquero. La eficiencia tecnológica de un buque construido en los 1970s no es semejante ni comparable a la de una embarcación construida en los 1990s (FAO, 1996).

En la valoración efectiva del esfuerzo pesquero es necesario tener en cuenta el efecto de los progresos tecnológicos como el coeficiente tecnológico con el objeto de corregir los valores de los coeficientes de capturabilidad q (Fitzpatrick, 1996; García y Newton, 1995). En la determinación del efecto tecnológico, existen algunos factores destacados que hay que considerar como el diseño y construcción de los buques, el arte de pesca, el conocimiento de los pescadores o el equipamiento a bordo (Fitzpatrick, 1996).

Tabla 4 Estimación de los coeficientes tecnológicos

Tipo de buque	Tamaño (m)	Coeficiente tecnológico		
		1965	1980	1995
Súper arrastrero	120	0,6	1,00	2,5
Atunero	65	s/d	1,00	1,6
Arrastrero congelador	50	0,7	1,00	2,0
Atunero palangrero	65	0,5	1,00	2,3
Palangrero	45	0,6	1,00	2,0
Arrastrero de popa	35	0,6	1,00	1,9
Palangrero	35	0,4	1,00	2,8
Multiespecie	25	0,6	1,00	2,5
Arrastrero crustáceos	25	0,5	1,00	2,2
Red de enmalle	15	0,4	1,00	1,5
Arrastrero	13	0,5	1,00	1,8
Poterros	10	0,3	1,00	1,4
Pequeñas embarcaciones	10	0,6	1,00	1,3
Promedio	-	0,53±0.23	1,00	1,98±0.23

Fuente: Fitzpatrick (1996).

En este sentido, Fitzpatrick (1996) estimó el valor relativo de los coeficientes tecnológicos para 13 diferentes tipos de pesquerías en los años 1965, 1980 y 1995. A lo largo de este período, el valor del coeficiente tecnológico aumentó de 0,53 en 1965 a 1,98 en 1995, lo que sugiere un incremento del 274% en los últimos veinticinco años (Tabla 4).

En este último caso, se admite empíricamente que el progreso técnico de los buques en períodos relativamente extensos es responsable del incremento constante del esfuerzo pesquero. Gelchu y Pauly (2007) calcularon la ratio de incremento de eficiencia luego de aplicar los coeficientes tecnológicos elaborados por Fitzpatrick (1996). Estos autores concluyeron que la eficiencia tecnológica crece a un ritmo anual acumulativo del $\pm 4,4\%$, mientras que otros autores lo sitúan en torno al 5% (Gascuel *et al.*, 1993), valores que coinciden razonablemente bien con la estimación de un valor cercano al 5% realizada para los arrastreros que capturan crustáceos (Robins *et al.*, 1998). Como resultado, ante un incremento anual del progreso técnico del $\pm 4-5\%$, la eficiencia de los buques se duplica cada 15-16 años (Gelchu y Pauly, 2007).

Resulta necesario, entonces, garantizar la reducción del esfuerzo constante de tal manera de introducir los mecanismos necesarios en los programas de renovación de la flota. La forma de examinar si el progreso técnico está contemplado y, por ende, debidamente compensado en las medidas de ajuste, consiste en calcular la variación anual de capacidad en un período extenso tanto en tonelaje como en potencia. En este sentido, y utilizando el método propuesto por Gelchu y Pauly (2007), realizamos el cálculo de el incremento de a eficiencia tecnológica para la flota comunitaria y su variación real de reducción. Las Figuras 3a y 3b documentan este análisis comparativo, arrojando resultados claramente reveladores de la ineficacia de la política de reestructuración europea.

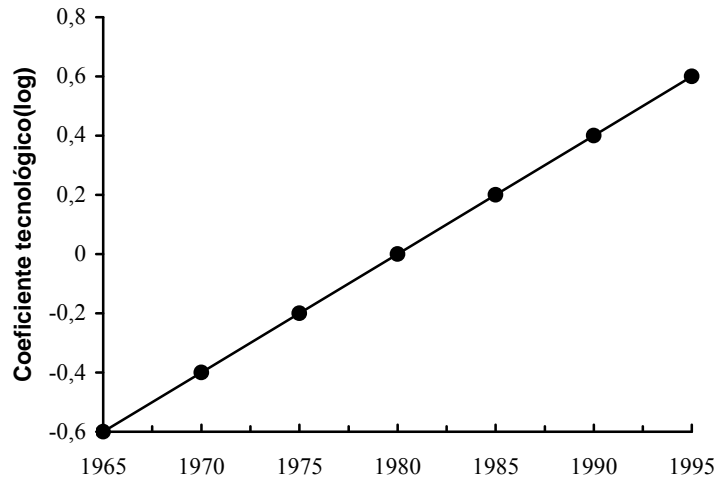


Figura 2 Ratio de incremento de la eficiencia tecnológica de buques pesqueros.

Fuente: Gelchu y Pauly (2007).

Así, en lo que respecta al tonelaje y considerando un valor conservador del $\pm 4,4\%$ de progreso técnico anual (Gascuel *et al.*, 1993; Robins *et al.*, 1998; Gelchu y Pauly, 2007), la Figura 3a indica que, con respecto al tonelaje, sólo en tres años, 1991, 2004 y 2006, la flota se redujo por encima del 4% correspondiente al progreso tecnológico, lo que pone de manifiesto que la eficiencia tecnológica siempre creció más que la reducción interanual real de la flota.

Igualmente, la Figura 3b indica, con respecto a un valor aproximado de 4,4% de incorporación de progreso tecnológico referido a la potencia, que la reducción de la flota de la UE-13 sólo superó el 4% anual en 1991 con el 5,2%, el 6,6% en 2004 y el 6,5% en 2006. Incluso, los resultados obtenidos de los valores interanuales sugieren que la flota no sólo se redujo sino que aumentó en algunos años, tanto en tonelaje (1987, 6,7%; 1992, 1,7%; 1994, 1,2%; 1996, 0,6%; 1999, 0,5%; 2003, 0,5%), como en potencia (1987, 5,8%; 1992, 1,2%; y 1997, 0,4%).

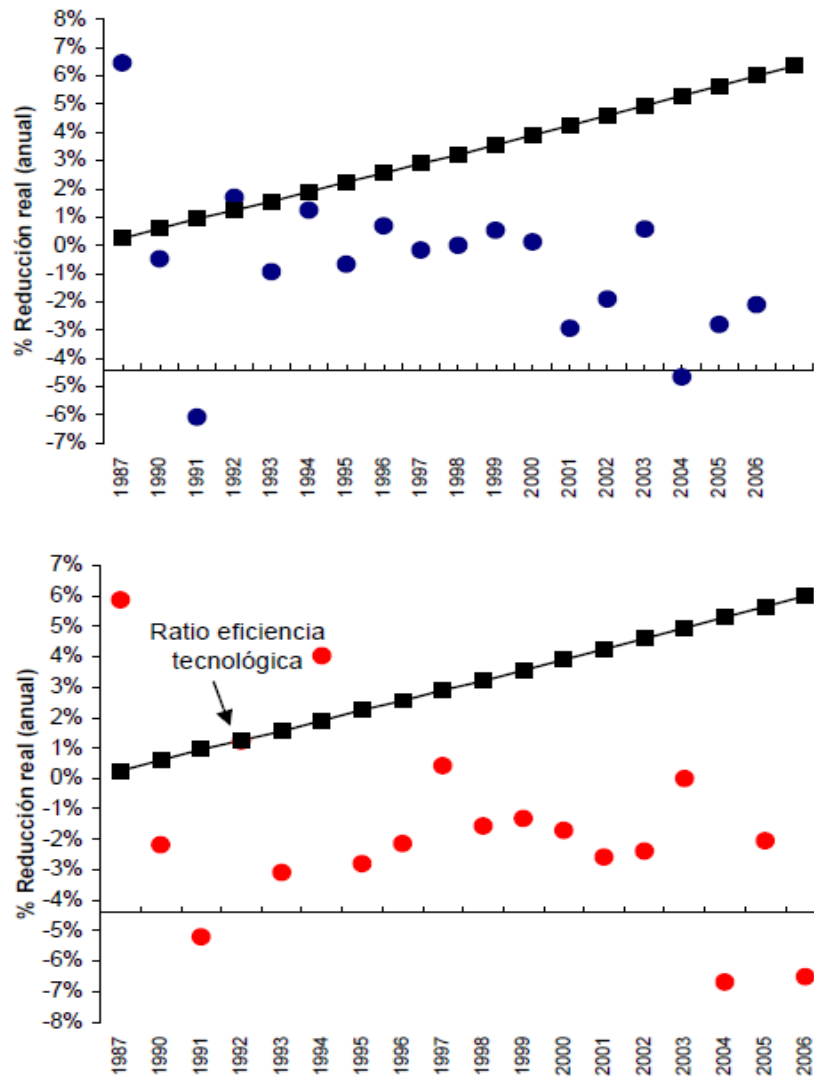


Figura 3 Resultados comparativos de la ratio de incremento de la eficiencia tecnológica de la flota y la reducción anual de capacidad en (a) tonelaje (•) y (b) potencia (•).

Fuente: Elaboración propia.

En resumen, dada la naturaleza dinámica y acumulativa de la eficiencia tecnológica de las embarcaciones, los efectos de la política de renovación y estructuración europea han sido manifiestamente negativos, lo que pone en evidencia, en gran medida, la relación con el actual estado de sobreexplotación de los stocks comerciales en aguas comunitarias (Penas, 2008).

2.5.2. Resultados por estratos

2.5.2.1. Flota de bajura: evolución

Luego de haber examinado la tendencia global de la capacidad pesquera en las últimas décadas, así como la eficiencia técnica de la flota de la UE en comparación con la ratio de crecimiento del progreso tecnológico, en este apartado examinamos la evolución de cada uno de los estratos durante 1990-2006.

De acuerdo a los datos proporcionados por Eurostat, la flota de bajura (segmento 0-24,9 Trb) ha disminuido su capacidad tanto en el número de unidades (-26,3 mil unidades, el 26,9%), en tonelaje (128,4 mil Trb, el 34%) como en potencia (648 mil Kw, el 19%) (Tabla 5).

Tabla 5 Evolución flota comunitaria de bajura

Estado	1990			2002			2006		
	Buq.	TRB	KW	Buq.	TRB	KW	Buq.	TRB	KW
ALE	805	7.008	40.762	1.921 ⁴	6.100	49.348	1.706	5.389	45.703
BEL	7	146	1.203	4	30	853	3	54	998
DIN	2.734	24.503	181.966	3.201	14.068	126.935	2.655	11.256	104.209
ESP	15.950	54.022	373.306	12.161	39.895	286.992	10.930	34.282	254.647
FIN	3923 ²	13124 ²	171.486 ²	3.450	9.944	146.636	3.116	8.654	139.313
FRA	7.103	40.113	483.205	6.778	28.887	532.313	6.448	27.621	543.934
GRE	20.912 ³	51.871 ³	497.760 ³	18.817	46.280	421.514	17.436	42.124	373.801
IRL	1602	7.929	54.955	1.178	5.304	41.076	1.483	6.068	52.624
ITA	17.853 ³	74.756 ³	769.146 ³	13.663	58.249	654.051	12.112	53.378	603.293
PBA	324	3.594	19.486	316	1.553	13.925	334	1.473	19.336
POR	14.918	30.245	155.933	9.723	18.592	166.842	8.228	17.193	172.753
RUN	9.702	51.825	539.166	6.224	28.017	365.476	5.800	26.451	352.132
SUE	2129 ²	9857 ²	113.290 ²	1.561	7.559	96.865	1.340	6.646	90.763
UE-13	97.962	368.993	3.401.664	78.997	264.478	2.902.826	71.591	240.589	2.753.506

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat. Según Eurostat, existe un número indeterminado de buques no asignado a ningún segmento, como tampoco información sobre algunos barcos no notificada por los Estados miembros. Tanto la conversión de Trb a Gt como los diferentes métodos de cálculo de tonelaje puede no reflejar con la exactitud deseada los valores reales de capacidad en cada flota. ¹ No se incluyen los Estados miembros incorporados en 2004. ² Datos de 1995. ³ Datos de 1991. ⁴ El aumento se debe en gran parte a la reunificación alemana.

No obstante, se observa la evolución por países, se advierte una clara asimetría entre cada uno de ellos. Mientras Alemania, Países Bajos y Portugal han aumentado su capacidad en alguna de estas magnitudes, Italia y España, han sido quienes más redujeron en términos nominales el número de unidades de este estrato.

En lo que respecta al tonelaje, la reducción se ha concentrado especialmente en Italia (21 mil Trb), Reino Unido (25 mil Trb), España (19 mil Trb) y Portugal (13 mil Trb);

mientras que la disminución de la potencia se produjo sobre todo en Reino Unido (187 mil Kw), Italia (165 mil Kw), Grecia (123 mil Kw) y España (118 mil Kw). Se debe matizar que esta reducción global viene dada por la modernización de las embarcaciones por otras de mayor potencia y tecnológicamente más eficaces, razón que explicaría el incremento de la ratio potencia por buque del 3% y potencia por tonelaje del 2% en este período.

2.5.2.2. Flota de bajura: coeficientes técnicos

Una forma complementaria de examinar los cambios que han experimentado los distintos estratos es a través del grado de desarrollo técnico de los buques, lo que da una idea más realista de la capacidad de pesca y los avances tecnológicos incorporados a lo largo del tiempo. Los coeficientes técnicos que resultan del cálculo de las diferentes magnitudes de la flota de bajura se presentan en la Tabla 6.

La ratio tonelaje por buque ha descendido en el conjunto de la flota, aunque todavía persisten grandes diferencias entre cada uno de ellos. En conjunto, la flota de la UE-13 presenta una reducción de la ratio del orden del 26,9%, mientras que Países Bajos y Alemania redujeron un 60% y un 63% respectivamente.

Tabla 6 Coeficientes técnicos flota comunitaria de bajura

Estado	1990			2002			2006		
	TRB/ B	Kw/ B	Kw/ TRB	TRB/ B	Kw/ B	Kw/ TRB	TRB/ B	Kw/ B	Kw/ TRB
ALE	8,71	50,64	5,82	3,18	25,69	8,09	3,16	26,79	8,48
BEL	20,86	171,86	8,24	7,50	213,25	28,43	18,00	332,67	18,48
DIN	8,96	66,56	7,43	4,39	39,65	9,02	4,24	39,25	9,26
ESP	3,39	23,40	6,91	3,28	23,60	7,19	3,14	23,30	7,43
FIN	3,35	43,71	13,07	2,88	42,50	14,75	2,78	44,71	16,10
FRA	5,65	68,03	12,05	4,26	78,54	18,43	4,28	84,36	19,69
GRE	2,48	23,80	9,60	2,46	22,40	9,11	2,42	21,44	8,87
IRL	4,95	34,30	6,93	4,50	34,87	7,74	4,09	35,48	8,67
ITA	4,19	43,08	10,29	4,26	47,87	11,23	4,41	49,81	11,30
PBA	11,09	60,14	5,42	4,91	44,07	8,97	4,41	57,89	13,13
POR	2,03	10,45	5,16	1,91	17,16	8,97	2,09	21,00	10,05
RUN	5,34	55,57	10,40	4,50	58,72	13,04	4,56	60,71	13,31
SUE	4,63	53,21	11,49	4,84	62,05	12,81	4,96	67,73	13,66
UE-13	6,58	54,21	8,67	4,06	54,64	12,13	4,81	66,54	12,18

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat.

En los extremos de los valores de la UE-13 para 2006 (4,8) se sitúan Bélgica con la ratio más elevada (18 Trb/Buque) y Portugal con la más baja (2,09). Con respecto a la potencia por buque, la situación de la flota de bajura comienza a evidenciar cambios interesantes de resaltar que contrastan con la reducción de la primera componente mencionada.

La flota de bajura de la UE-13 incrementó su desarrollo técnico en un 22,7%, con algunos países como Bélgica (161%) presentando valores elevados, u otros con una tendencia creciente aunque por debajo de la media de la UE-13, como Francia (24%) y Suecia (27,2%). En este rubro, sólo redujeron su capacidad pesquera Dinamarca (41%), Alemania (43%), Grecia (9,9%) y Países Bajos (3,7%). La ratio potencia por tonelaje también experimentó un crecimiento de la flota UE-13 del 40,4%, y en este caso todos los Estados miembros –exceptuando Grecia- manifiestan una tendencia creciente, en particular Bélgica (124%), Francia (63,4%), Países Bajos (142%) y Portugal (54,2%).

En resumen, la flota de bajura redujo el número de unidades, tonelaje y potencia en la práctica totalidad de los Estados miembros en los últimos quince años. No obstante, esta reducción no necesariamente significó una pérdida de capacidad pesquera, en la medida en que el grado de desarrollo técnico, en particular en lo que se refiere a la potencia de los motores instalada, aumentó en un número significativo de Estados miembros.

2.5.2.3. Flota de litoral: evolución

En la misma dirección que la flota de bajura, el estrato de la flota de litoral (25-149,9 Trb) de la UE-13 redujo su capacidad en el número de buques (91%), tonelaje (96%) y potencia (104%). Todos los Estados miembros han seguido una tendencia decreciente, aunque nuevamente se identifican evoluciones dispares entre ellos (Tabla 7).

El número de buques en todo este estrato se redujo en más de 112 mil unidades, lo que representa alrededor del 91% del conjunto de la flota. En términos nominales, quienes más redujeron su capacidad en las tres magnitudes (unidades, tonelaje y potencia) han sido Francia (707 buques, 28 mil Trb, y 197,6 mil Kw), Italia (435; 16,3 mil Trb, 94,4 mil Kw), España (426; 16,6 y 96,8), Reino Unido (380; 16,1 y 73,7) y Dinamarca (294; 11,4 y 56,6) respectivamente.

Tabla 7 Evolución flota comunitaria de litoral¹

Estado	1990			2002			2006		
	Buq.	TRB	KW	Buq.	TRB/GT	KW	Buq.	TRB/GT	KW
ALE	236	8.387	38.050	184	6.593	33.604	170	6.098	32.030
BEL	37	1.397	6.054	12	435	2.261	8	298	1.538
DIN	479	18.211	91.277	222	8.228	41.917	185	6.869	34.657
ESP	1.119	42.436	202.055	811	30.294	131.770	693	25.753	105.159
FIN	104 ²	3.592 ²	21.942 ²	60	2.066	13.690	45	1.544	10.006
FRA	1.036	39.930	274.229	425	15.846	103.341	329	11.924	76.616
GRE	364 ³	12.913 ³	75.716 ³	270	9.683	51.921	240	8.638	45.105
IRL	179	6.215	23.047	93	3.371	13.529	62	2.202	9.542
ITA	1.291 ²	46.789 ²	262.882 ²	930	33.420	186.444	856	30.519	167.887
PBA	182	6.426	24.895	91	3.355	16.028	92	3.460	15.915
POR	376	12.948	62.796	197	6.852	35.204	175	6.067	31.592
RUN	687	27.000	130.102	328	11.670	58.577	307	10.845	56.366
SUE	971 ²	3.2541 ²	18.7231 ²	79	2.725	16.574	77	2.663	17.188
UE-13	6.187	229.498	1.231.768	3.702	134.538	704.860	3.239	116.880	603.601

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat. Según Eurostat existe un número indeterminado de buques no asignado a ningún segmento, como tampoco información sobre algunos barcos no notificada por los Estados miembros. Tanto la conversión de Trb a Gt como los diferentes métodos de cálculo de tonelaje puede no reflejar con la exactitud deseada los valores reales de capacidad en cada flota. ¹ No se incluyen los Estados miembros incorporados en 2004. ² Datos de 1995. ³ Datos de 1991.

2.5.2.4. Flota de litoral: coeficientes técnicos

En lo que respecta a los grados de desarrollo técnico, se aprecia una ligera reducción sólo en el coeficiente tonelaje por buque (0,87%), ya que las dos ratios restantes²⁵ manifiestan una tendencia creciente del orden de 3% y 4% respectivamente, en la medida en que las flotas de Alemania, Grecia, Irlanda, Países Bajos y Portugal presentan una trayectoria de crecimiento.

En el año 2006, la ratio media de la flota de la UE-13 se aproxima a 35,95 tonelaje por buque, y sólo Bélgica, Dinamarca, España, Francia y Países Bajos alcanzan valores ligeramente superiores (Tabla 8). La ratio media de potencia por buque en 2006 se situó

²⁵ Kw/Buque y Kw/TRB.

en un valor cercano a 190,25; luego de experimentar un crecimiento de seis puntos con respecto a 1990, gracias al aumento de Alemania (14%), Bélgica (18,8%), Finlandia (5%), Irlanda (16%), Países Bajos (20%) y Suecia (2,9%).

Tabla 8 Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de litoral

Estado	1990			2002			2006		
	TRB/ B	Kw/ B	Kw/ TRB	TRB/ B	Kw/ B	Kw/ TRB	TRB/ B	Kw/ B	Kw/ TRB
ALE	35,5	161,2	4,5	35,83	182,63	5,10	35,9	188,4	5,3
BEL	37,8	163,6	4,3	36,25	188,42	5,20	37,3	192,3	5,2
DIN	38,0	190,6	5,0	37,06	188,82	5,09	37,1	187,3	5,0
ESP	37,9	180,6	4,8	37,35	162,48	4,35	37,2	151,7	4,1
FIN	34,5	211,0	6,1	34,43	228,17	6,63	34,3	222,4	6,5
FRA	38,5	264,7	6,9	37,28	243,16	6,52	36,2	232,9	6,4
GRE	35,5	208,0	5,9	35,86	192,30	5,36	36,0	187,9	5,2
IRL	34,7	128,8	3,7	36,25	145,47	4,01	35,5	153,9	4,3
ITA	36,2	203,6	5,6	35,94	200,48	5,58	35,7	196,1	5,5
PBA	35,3	136,8	3,9	36,87	176,13	4,78	37,6	173,0	4,6
POR	34,4	167,0	4,8	34,78	178,70	5,14	34,7	180,5	5,2
RUN	39,3	189,4	4,8	35,58	178,59	5,02	35,3	183,6	5,2
SUE	3,60	19,3	5,3	34,49	209,80	6,08	34,6	223,2	6,5
UE-13	37,1	199,1	5,4	36,3	190,4	5,2	36,1	186,4	5,2

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat.

La ratio potencia por tonelaje también ofrece una idea más aproximada del esfuerzo pesquero real. En este caso, la flota de litoral aumentó su capacidad en los últimos años en algunos Estados miembros. Las únicas flotas que redujeron capacidad han sido España (16%), Francia (6%), Grecia (12,2%) e Italia (2,8%).

En resumen, una muestra expresiva de las consecuencias de la adopción de la política estructural de la flota se manifiesta en el estrato de la pesca de litoral, donde se materializa una reducción destacada en términos nominales, aunque con caracteres asimétricos y no lineales entre las diversas flotas. Cabe señalar, sin embargo, el incremento de la eficiencia tecnológica que permitió que se introdujeran mejoras en la potencia de los buques, lo que en última instancia compensó de alguna manera la caída del número de unidades.

2.5.2.5. Flota de altura: evolución

Hasta aquí y atendiendo a las estadísticas disponibles, las flotas de bajura y litoral experimentaron una significativa reducción del número de unidades, tonelaje y potencia, hecho que se ha visto compensado, en parte y sobre todo en la primera de ellas, por el incremento de los grados de desarrollo técnico.

A partir de aquí presentamos los resultados de la evolución de los estratos de mayor envergadura, es decir, la flota de altura (segmentos 150-499,9 Trb) y gran altura (segmentos mayores de 500 Trb).

En este apartado examinamos la primera de ellas. Durante 1990-2006 el número de buques se redujo en 950 unidades, 111,9 mil Trb y 477,7 mil Kw, lo que representa una disminución del orden del 19,9%, 17,7% y 37,8% respectivamente, debido a la eficacia de los programas de reducción de capacidad en Dinamarca, España, Países Bajos y Reino Unido. En conjunto, estas cuatro flotas concentraron el 50,3%, el 94,5% y el 92,3% de buques, tonelaje y potencia de todos los países que han reducido su capacidad, de ahí la importancia de aquellos que, por el contrario, incrementaron su capacidad pesquera en al menos una de las magnitudes examinadas (Tabla 9).

Respecto al tonelaje, destaca el aumento de Bélgica (44,1%), Francia (49,9%), o Irlanda (57,5%), y en potencia sobresale el crecimiento de Italia (5,5%), Francia (43,3%), Irlanda (47,3%) y Finlandia (53,3%). Pero ello no es todo, puesto que si se efectúa una diferenciación por tonelaje dentro del estrato de la flota de altura, resultan valores reveladores de la evolución de la flota en los últimos años. Esto es, en la Tabla 9a-b se presenta la tendencia de los segmentos entre 150-249,9 Trb y 250-499,9 Trb en este estrato. Así, el segmento entre 150-249,9 Trb se caracteriza por concentrar un mayor número de buques y menor capacidad, y a pesar de que presenta una reducción general de capacidad en tonelaje (14%) y potencia (23%), Finlandia, Francia, Grecia,

Irlanda, Italia, y Portugal, esto es, alrededor del 22% de la flota, incrementaron su capacidad en todas sus variables.

Tabla 9 Evolución flota comunitaria de altura¹

Estado	1990			2002			2006		
	Buq.	TRB	KW	Buq.	TRB/GT	KW	Buq.	TRB/GT	KW
ALE	49	11.826	30.074	53	11.740	26.462	53	13.044	30.977
BEL	63	15.546	45.499	59	18.624	51.384	50	15.504	46.606
DIN	195	51.271	123.104	164	46.584	106.799	109	30.869	85.191
ESP	961	248.346	555.490	718	185.028	326.342	627	163.534	262.986
FIN	10 ²	2.123	6.176	13	2.995	8.417	16	4.898	13.236
FRA	103	25.352	72.256	216	43.478	117.261	247	49.998	128.250
GRE	58 ³	18.152	36.705	56	13.443	26.863	66	14.865	26.052
IRL	44	10.950	35.880	93	21.977	61.646	108	25.798	62.910
ITA	167	35.165	96.752	173	36.107	100.704	184	37.579	102.283
PBA	297	84.225	324.179	224	67.288	220.129	194	58.729	191.383
POR	156	38.389	92.735	186	42.692	100.614	153	34.985	82.474
RUN	370	85.293	246.054	360	90.387	236.819	291	72.562	189.875
SUE	110 ²	25.817	76.066	68	19.163	54.657	63	18.161	51.992
UE-13	2.583	652.455	1.740.970	2.383	599.506	1.438.097	2.161	540.526	1.274.215
Segmento 150-249,9 TRB (a)									
ALE	33	6.305	16.490	38	6.794	15.060	32	5.629	11.883
BEL	35	6.888	21.259	13	2.827	9.839	11	2.376	8.651
DIN	103	20.630	57.682	73	15.055	41.280	51	10.419	41.280
ESP	526	104.421	239.760	388	77.014	142.864	341	68.671	122.926
FIN	7	1.202	3.618	9	1.806	5.864	9	1.318	4.022
FRA	65	13.357	39.358	171	29.870	84.967	195	33.962	90.948
GRE	21	4.240	10.221	40	7.366	14.846	48	9.038	16.598
IRL	27	5.173	18.240	62	11.797	35.964	73	13.653	34.967
ITA	142	26.358	74.302	151	27.727	77.810	157	28.771	79.383
PBA	131	25.254	85.254	102	19.281	49.550	89	16.959	48.707
POR	103	19.227	54.349	138	26.781	65.826	113	22.163	54.351
RUN	257	49.149	140.901	207	39.014	102.521	171	31.787	85.101
SUE	72	13.818	43.137	31	6.069	19.694	28	5.478	18.528
UE-13	1.522	296.022	804.571	1.423	271.401	666.085	1.318	250.224	617.345
Segmento 250-499,9 TRB (b)									
ALE	16	5.521	13.584	15	4.946	11.402	21	7.415	19.094
BEL	28	8.658	24.240	46	15.797	41.545	39	13.128	37.955
DIN	92	30.641	65.422	91	31.529	65.519	58	20.450	43.911
ESP	435	143.925	315.730	330	108.014	183.478	286	94.863	140.060
FIN	32	9212	25.582	4	1.189	2.553	10	3.580	9.214
FRA	38	11.995	32.898	45	13.608	32.294	52	16.036	37.302
GRE	373	139.123	264.843	16	6.077	12.017	18	5.827	9.454
IRL	17	5.777	17.640	31	10.180	25.682	35	12.145	27.943
ITA	25	8.807	22.450	22	8.380	22.894	24	8.808	22.900
PBA	166	58.971	238.925	122	48.007	170.579	105	41.770	142.676
POR	53	19.162	38.386	48	15.911	34.788	40	12.822	28.143
RUN	113	36.144	105.153	153	51.373	134.298	120	40.775	104.774
SUE	382	119.992	329.292	37	13.094	34.963	35	12.683	33.464
UE-13	1.061	356.433	936.399	960	328.105	772.012	843	290.302	656.890

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat. Tanto la conversión de Trb a Gt como los diferentes métodos de cálculo de tonelaje puede no reflejar con la exactitud deseada los valores reales de capacidad en cada flota. ¹ No se incluyen los Estados miembros incorporados en 2004. ² Datos de 1995. ³ Datos de 1991. ⁴ Este aumento puede deberse a la inclusión de los segmentos de mayor tonelaje en las Islas de Martinica y Reunión (COM, 06) 872.

Una situación muy semejante se observa en el segmento de 250-499,9 Trb, donde se produjo una disminución de capacidad en las unidades, tonelaje (15%) y potencia (29%), por el fuerte descenso en España, Países Bajos y Reino Unido. Aún así, de

nuevo son los mismos países ya mencionados los que experimentan un crecimiento de capacidad que en algunas magnitudes resulta significativo, como es el caso de la potencia en Irlanda (63,5%).

2.5.2.6. Flota de Altura: coeficientes técnicos

Los resultados del cálculo de los coeficientes técnicos del estrato de la flota de altura se presentan en la Tabla 10. En el primero de los segmentos examinados, apenas se observa un descenso durante 1990-2006 en todas la ratios examinadas, en la medida en que gran parte de la flota o bien se mantuvo el desarrollo técnico o bien lo aumentó en alguna de las variables (Tabla 10a).

Tabla 10 Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de Altura

Estado	Segmento 150-249,9 TRB (a)								
	1990			2002			2006		
	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB
ALE	191,06	499,70	2,62	179,11	396,89	2,21	175,91	371,34	2,11
BEL	196,80	607,40	3,09	217,33	757,56	3,54	216,00	786,45	3,64
DIN	200,29	560,02	2,80	206,42	565,21	2,78	204,29	809,41	3,96
ESP	198,52	455,82	2,30	198,24	368,34	1,90	201,38	360,49	1,79
FIN	171,71	516,86	3,01	201,87	652,11	3,23	146,44	446,89	3,05
FRA	205,49	605,51	2,95	175,23	497,17	2,85	174,16	466,40	2,68
GRE	201,90	486,71	2,41	184, 21	371,55	2,07	188,29	345,79	1,84
IRL	191,59	675,56	3,53	190,55	580,78	3,09	187,03	479,00	2,56
ITA	185,62	523,25	2,82	184,43	515,23	2,81	183,25	505,62	2,76
PBA	192,78	650,79	3,38	189,78	486,56	2,63	190,55	547,27	2,87
POR	186,67	527,66	2,83	194,44	477,88	2,55	196,13	480,81	2,45
RUN	191,24	548,25	2,87	188,49	495,90	2,67	185,89	497,67	2,68
SUE	191,92	599,13	3,12	196,00	635,11	3,28	195,64	661,71	3,38
UE-13	192,74	558,20	2,90	192,31	522,62	2,62	188,08	519,91	2,75
Estado	Segmento 250-499 TRB (b)								
	1990			2002			2006		
	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB
ALE	345,06	849,00	2,46	330,00	760,00	2,30	353,10	909,24	2,58
BEL	309,21	865,71	2,80	343,00	903,00	2,60	336,62	973,21	2,89
DIN	333,05	711,11	2,14	346,00	720,00	2,10	352,59	757,09	2,15
ESP	330,86	725,82	2,19	327,00	556,00	1,70	331,69	489,72	1,48
FIN	307,00	852,67	2,78	297,00	638,00	2,10	358,00	921,40	2,57
FRA	315,66	865,74	2,74	302,00	718,00	2,40	308,38	717,35	2,33
GRE	376,00	715,78	1,90	380,00	751,00	2,00	323,72	525,22	1,62
IRL	339,82	1.037,65	3,05	328,00	828,00	2,50	347,00	798,37	2,30
ITA	352,28	898,00	2,55	381,00	1.041,00	2,70	367,00	954,17	2,60
PBA	355,25	1.439,31	4,05	394,00	1.398,00	3,60	397,81	1.358,82	3,42
POR	361,55	724,26	2,00	331,00	725,00	2,20	320,55	703,58	2,19
RUN	319,86	930,56	2,91	336,00	878,00	2,60	339,79	873,12	2,57
SUE	315,76	866,55	2,74	354,00	945,00	2,70	362,37	956,11	2,64
UE-13	335,49	883,24	2,64	342,2	835,4	2,40	346,05	841,34	2,41

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat.

Incluso, por ejemplo, la ratio potencia por buque presenta resultados francamente preocupantes en algunas flotas: Bélgica pasó de 607 a 786 Kw/buque; Dinamarca de

560 a 809; y la ratio Kw/Trb en Bélgica aumentó de 3,09 a 3,64, Dinamarca 2,8 a 3,9, Finlandia 3,01 a 3,05, y Suecia 3,1 a 3,3.

En el segmento de 250-499 Trb (Tabla 10b), la situación general se mantiene aunque los resultados por países difieren. La relación tonelaje por buque aumentó un 10,5%, ya que sólo Francia, Grecia y Portugal redujeron su capacidad en esta variable.

La tendencia general de la ratio potencia por buque y potencia por tonelaje descienden a lo largo del tiempo, en el primer caso un 4% y en el segundo un 8%. No obstante, cabe señalar aquí, nuevamente, el incremento de la ratio tonelaje por buque: Alemania de 849 a 909, Bélgica 865 a 973, Dinamarca 711 a 757, Finlandia 852 a 921, Italia 898 a 954, y Suecia 866 a 956. También el coeficiente potencia por tonelaje aumentó en: Alemania de 2,4 a 2,5, Bélgica 2,80 a 2,89, Italia 2,5 a 2,6, y Portugal de 2,0 a 2,2 (Tabla 10b).

2.5.2.7. Flota de gran altura: evolución

El último de los estratos es la flota de gran altura que comprende las unidades mayores de 500 Trb. Los resultados del cálculo de la evolución de este estrato se muestran en la Tabla 11. El número total de buques se redujo en 209 unidades (59%), el tonelaje en 106,7 mil Trb (20,2%) y la potencia en 179,5 mil Kw (22,3%).

No obstante, el 50% de la flota aumentó su capacidad pesquera, se trata de los buques de Dinamarca, Irlanda, Países Bajos, Reino Unido y Suecia; el otro 50% restante, Alemania, España, Francia, Grecia, Italia y Portugal, redujo su capacidad bien en el número de buques, tonelaje, o potencia.

Atendiendo a los distintos segmentos dentro de este estrato, la Tabla 11a muestra que la flota entre 500-999,9 se redujo un 64%, 70% y 86% en el número de unidades, tonelaje y potencia, a pesar del aumento de capacidad de algunas flotas (Dinamarca,

Irlanda, Países Bajos y Suecia). Además, tal y como se observa en la Tabla 11b, los resultados de la evolución del segmento entre 1000-1999,9 Trb también indican una reducción destacada de similares proporciones. Aun así, los resultados reflejan una tendencia desconcertante al advertirse un incremento de capacidad en más del 55% de la flota, siendo particularmente importantes en Dinamarca, Irlanda, Países Bajos y Reino Unido.

Tabla 11 Evolución flota comunitaria de Gran Altura

Estado	Segmento 500-999,9 TRB (a)								
	1990			2002			2006		
	Buq.	TRB	KW	Buq.	TRB/GT	KW	Buq.	TRB/GT	KW
ALE	9	8.216	12.167	0	0	0	0	0	0
DIN	12	8.418	15.446	16	11.027	20.760	14	8.789	16.150
ESP	126	90.746	139.307	84	61.437	84.461	80	57.176	74.431
FRA	63	42.556	109.732	1	644	2.460	13	11.081	21.972
GRE	11	6.368	9.198	29	24.313	45.923	2	1.177	1.852
IRL	5	3.593	7.588	10	5.778	8.316	14	9.238	13.479
ITA	14	10.826	18.459	7	4.681	10.683	5	3.191	5.918
PBA	24	13.502	58.637	6	4.115	7.389	25	13.517	44.167
POR	17	12.335	14.913	31	16.793	61.429	9	5.701	8.608
RUN	29	19.720	46.433	6	4.430	6.224	18	11.336	28.054
SUE	6	3.707	9.572	25	16.227	40.691	12	8.140	24.893
UE-11	316	219.987	441.452	10	7.159	23.335	192	129.346	239.524
Segmento 1000-1999 TRB (b)									
ALE	9	16.130	18.289	5	9.214	11.595	4	7.271	10.191
DIN	2	2.111	3.626	4	4.530	6.777	6	10.016	25.863
ESP	103	144.848	204.195	40	54.939	69.023	37	50.218	57.363
FRA	15	17.878	42.459	0	0	0	18	27.313	46.847
IRL	2	3.690	5.416	20	31.261	51.205	10	14.569	23.033
ITA	10	12.782	16.782	0	0	0	0	0	0
PBA	1	1.079	2.699	10	14.802	24.409	2	2.460	4.250
POR	40	57.528	63.658	0	0	0	12	19.860	21.672
RUN	7	10.350	17.315	2	2.454	4.250	19	29.521	70.475
UE-9	189	266.396	374.439	13	21.622	23.658	108	161.228	259.694
Segmento más de 2000 TRB(c)									
ALE	15	47.631	42.060	6	26.664	22.314	5	23.593	18.764
DIN	1	3.090	3.001	1	2.223	3.961	2	4.722	8.459
ESP	13	28.995	38.689	11	56.507	78.624	13	66.714	90.414
FRA	3	7.285	7.875	0	0	0	11	25.787	36.175
IRL	1	4.034	4.850	10	23.191	32.175	1	4.055	14.400
ITA	0	0	0	0	0	0	1	2.137	3.690
PBA	11	44.312	55.200	1	4.055	14.400	11	64.040	65.804
POR	3	6.851	7.944	1	2.137	3.690	3	7.289	8.174
RUN	3	6.936	8.305	16	91.394	99.297	11	30.332	59.172
UE-9	50	149.134	167.924	56	229.987	291.450	58	228.669	305.052

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat.

Por último, la Tabla 11c muestra la tendencia del segmento de mayor capacidad de la flota comunitaria. Contrariamente a la evolución seguida en los segmentos anteriores, aquí la flota aumentó su capacidad en torno al 13,4% de unidades, el 35% del tonelaje y el 44% de la potencia; y sólo Alemania redujo de forma significativa su flota. Los

demás, o bien aumentaron el número de unidades o bien manteniéndolas relativamente constantes, las dotaron de mayor capacidad y potencia.

2.5.2.8. Flota de Gran Altura: coeficientes técnicos

Resulta particularmente relevante complementar la situación de la flota de gran altura con respecto al grado de desarrollo técnico. La Tabla 12a muestra los resultados de las diversas ratios para el segmento de menor capacidad de este estrato (500-999,9 Trb), en los que se aprecia una reducción en todas las magnitudes. Aun así, conviene destacar, para el año 2006, las diferencias existentes entre las distintas flotas, que incluso pueden triplicar los valores medios de la flota comunitaria UE-13, tanto en la ratio tonelaje por buque (Grecia), potencia por buque (Suecia o Países Bajos) como potencia por tonelaje (Países Bajos y Suecia).

Los resultados para el segmento de más de 2000 Trb se muestran en la Tabla 12c, e indican que toda la flota incrementó su capacidad de pesca optimizando notablemente el grado de desarrollo técnico de sus embarcaciones. Dicha mejora se refleja en el aumento del 25,7%, 47% y 38,4% del número de unidades, tonelaje y potencia respectivamente.

Este pormenorizado diagnóstico sobre la evolución de la flota por estratos arroja nueva luz sobre las implicaciones y efectos de la PPC. Los resultados generales confirman los resultados alcanzados en otros trabajos (González-Laxe, 2003; Comisión Europea, 2008; Penas, 2008), que afirman que la política de renovación y reestructuración ha consistido en reducir el número de unidades en todos los estratos de la flota comunitaria pero, a cambio, se han dotado de unidades técnicamente más eficaces y con mayor capacidad de esfuerzo pesquero (Domínguez-Torreiro, 2003; Comisión Europea, 2008).

Un segundo aspecto estriba en que se ha producido una disminución de capacidad en cada uno de los estratos analizados, aunque de forma desigual en cada Estado. Dentro de esta tendencia tuvo lugar, en algunas flotas, un proceso de sustitución de embarcaciones de tamaño pequeño y medio (bajura y litoral) por otras con mayor tonelaje y/o potencia, lo que en teoría permitiría un mayor esfuerzo pesquero a menor número de unidades operando en una pesquería.

Tabla 12 Coeficientes técnicos de la flota comunitaria de gran altura

Estado	Segmento 500-999,9 TRB (a)								
	1990			2002			2006		
	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB	TRB/ B.	Kw/ B.	Kw/ TRB
ALE	912,8	1.351,8	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0
DIN	701,5	1.287,1	1,8	689,1	1.298,1	1,9	627,9	1.153,5	1,8
ESP	720,2	1.105,6	1,5	731,2	1.005,1	1,4	714,0	930,3	1,3
FRA	675,4	1.741,7	2,5	838,4	1.584,5	1,9	852,3	1.690,1	1,9
GRE	578,9	836,1	1,4	578,2	832,6	1,4	926,0	926,0	1,5
IRL	718,6	1.517,0	2,1	669,0	1.526,4	2,3	659,8	962,7	1,4
ITA	773,2	1.318,5	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PBA	562,5	2.443,2	4,3	542,1	1.982,8	3,7	540,6	1.766,6	3,2
POR	725,5	877,2	1,2	738,2	1.037,1	1,4	633,4	956,4	1,5
RUN	680,0	1.601,1	2,3	649,5	1.628,2	2,5	629,7	1.558,5	2,4
SUE	617,8	1.595,3	2,5	716,2	234,4	0,3	678,3	2.074,4	3,0
UE-11	638,9	1.306,3	1,9	512,5	927,0	1,4	521,9	1.001,5	1,5
Segmento 1000-1999 TRB (b)									
ALE	1.792,2	2.032,1	1,1	1.843,1	2.319,6	1,3	1.817,7	2.547,7	1,4
DIN	1.055,5	1.813,0	1,7	1.133,3	1.694,9	1,5	1.669,3	4.310,5	2,5
ESP	1.406,2	1.982,4	1,4	1.373,5	1.726,4	1,3	1.357,2	1.550,3	1,1
FRA	1.191,8	2.830,6	2,3	1.563,6	2.560,3	1,6	1.517,3	2.602,6	1,7
IRL	1.845,0	2.708,0	1,4	1.480,3	2.441,6	1,6	1.456,9	2.303,3	1,5
ITA	1.278,2	1.678,2	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PBA	1.079,0	2.699,0	2,5	1.227,1	2.125,3	1,7	1.230,0	2.125,0	1,7
POR	1.438,2	1.591,4	1,1	1.663,0	1.820,9	1,1	1.655,0	1.806,0	1,0
RUN	1.478,5	2.473,5	1,6	1.444,0	3.081,1	2,1	1.553,7	3.709,2	2,3
UE-9	1.047,0	1.650,7	1,2	977,1	1.480,7	1,0	1.021,4	1.746,2	1,1
Segmento más de 2000 TRB (c)									
ALE	3.175,4	2.804,0	0,8	4.444,1	3.719,1	0,8	4.718,6	3.752,8	0,8
DIN	3.090,0	3.001,0	0,9	2.223,2	3.961,9	1,7	2.361,0	4.229,5	1,7
ESP	2.230,3	2.976,0	1,3	5.137,5	7.148,5	1,3	5.131,8	6.954,9	1,3
FRA	2.428,3	2.625,0	1,0	2.319,3	3.218,3	1,3	2.344,2	3.288,6	1,4
IRL	4.034,0	4.850,0	1,2	4.055,6	14.400,4	3,5	4.055,0	14.400,0	3,5
ITA	4.028,3	5.018,1	1,2	5.712,1	6.206,0	1,0	2.137,0	3.690,0	1,7
PBA	2.283,6	2.648,0	1,1	2.234,5	2.648,0	1,1	5.821,8	5.982,1	1,0
POR	2.312,0	2.768,3	1,2	2.418,3	3.961,6	1,6	2.429,6	2.724,6	1,1
UE-8	1.965,1	2.224,2	0,76	2.378,5	3.771,4	1,0	2.646,3	4.200,1	1,2

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat.

Sin embargo, no es ésta la única implicación relevante, ya que de acuerdo a las estadísticas oficiales disponibles, se ha producido un incremento de la capacidad de los buques pertenecientes a los segmentos de mayor tonelaje y potencia de la flota de gran altura en determinados Estados. Este hecho validaría la confirmación de una relación

positiva entre este resultado y la intensificación de la mortalidad pesquera y la sobreexplotación de los recursos pesqueros en aguas comunitarias, el aumento de las capturas en aguas de Alta Mar y en pesquerías de aguas profundas²⁶, o el mantenimiento de la presencia de la flota comunitaria en aguas de terceros países. La robustez de esta relación causa-efecto debería ser fortalecida con otros parámetros como la mortalidad pesquera y el esfuerzo de pesca tanto en caladeros de terceros países como en Alta Mar, tarea no menos compleja sobre todo en lo que respecta a la recogida de datos en estas zonas (Villasante *et al.*, 2008)²⁷.

Pero en la medida en que parte de la flota comunitaria²⁸ opera en distintos caladeros en todo el mundo, para poder explorar las posibles implicaciones de su desarrollo resulta necesario, en primer lugar, indagar cuáles son estas áreas. Para ello, la base de datos Sea Around Us (SAUP) constituye la fuente más completa y desagregada, ya que permite identificar por ZEEs, ecosistemas marinos y Alta Mar, las capturas de un país determinado.

En lo que se refiere a la Unión Europea, y en un escenario de descenso de las capturas de la flota en los primeros veinte años del período de aplicación de la PPC (1983-2002) (de 13,5 a 12,1 millones de toneladas), la estrategia de acceso está dirigida fundamentalmente hacia dos áreas: las aguas comunitarias y las ZEEs de terceros países (en particular en el Hemisferio Sur, en aguas de África y América Latina). Ambas representan entre el 85-90% del volumen de capturas de buques comunitarios en todo el mundo. En orden de importancia, le siguen las zonas que corresponden a los restantes

²⁶ Analizadas en detalle en el *Capítulo 4*.

²⁷ Con todo, otro aspecto a considerar resultaría de la nueva contabilización de buques que antes no fueron tenidos en cuenta, a la remediación de Trb a Tab o bien simplemente a la mejora de los sistemas estadísticos nacionales y comunitarios.

²⁸ Y un número de empresas que faenan bajo la fórmula de empresas mixtas en otros países.

territorios comunitarios²⁹ y las capturas en Alta Mar³⁰, que se han duplicado en este período, sobre todo en la década de los años 1990s (Tabla 13).

Tabla 13 Capturas de la flota de la UE-13 por zonas de pesca (en t)

Año	Aguas comunitarias	Otros territorios comunitarios	Otras ZEEs	Alta Mar	Total capturas
1983	5.275.168	646.826	7.299.286	352.839	13.574.119
1984	5.260.606	700.436	7.441.740	405.985	13.808.767
1985	5.335.360	869.627	7.254.642	464.857	13.924.486
1986	5.282.858	826.183	7.227.570	567.153	13.903.764
1987	5.137.084	848.937	7.172.477	623.495	13.781.993
1988	5.594.569	878.097	7.041.046	659.265	14.172.977
1989	5.573.922	874.653	6.856.450	651.115	13.956.140
1990	5.094.924	794.355	5.791.565	613.689	12.294.533
1991	5.239.690	694.691	5.907.633	607.334	12.449.348
1992	5.655.969	653.231	6.315.240	593.518	13.217.958
1993	5.401.668	656.218	6.572.235	602.118	13.232.239
1994	5.840.644	647.865	6.733.891	614.504	13.836.904
1995	6.103.344	800.188	7.178.037	524.477	14.606.046
1996	5.517.901	898.075	6.670.141	509.523	13.595.640
1997	5.777.973	831.529	6.830.228	512.719	13.952.449
1998	5.689.791	872.434	6.839.310	518.456	13.919.991
1999	4.963.318	844.497	6.599.302	705.310	13.112.427
2000	5.068.350	547.984	6.523.201	718.126	12.857.661
2001	5.310.095	793.753	6.457.104	773.711	13.334.663
2002	4.846.345	824.001	5.736.386	755.460	12.162.192

Fuente: Elaboración propia a partir de SAUP Database.

2.5.3. Medición del esfuerzo pesquero efectivo

El esfuerzo pesquero es una variable que representa todos los inputs utilizados para las operaciones de pesca, y es habitualmente definido como “*el tiempo en el que los pescadores alcanzan un volumen determinado de capturas en un período de tiempo concreto*” (Le Pape y Vigneau, 2001).

A estos efectos, Hilborn y Walters (1992) ponen de manifiesto que, habitualmente, los buques de pesca dedican del tiempo total un tiempo significativo de las operaciones de pesca a otras actividades preparatorias a las estrictamente de faena. Para ello, distinguen entre (i) tiempo de viaje del puerto a la zona de pesca, (ii) tiempo de

²⁹ Sobre todo en aguas de Groenlandia, Islas Feroe y en menor medida las Islas Malvinas/Falklands.

³⁰ Computando todas las capturas en Alta Mar entre 1950-2003 (un volumen de más de 317 millones de toneladas), Japón (17%), Chile (12%), China (8%) y ex-URSS (6%) concentran el 43% del total. En la Unión Europea, España (3,4%), Francia (1,5%) y Portugal (1,2%) lideran la expansión comunitaria.

búsqueda de caladeros, (iv) tiempo para tirar las redes, y finalmente (v) tiempo para la captura y recogida del pescado y ordenarlo a bordo (Hilborn y Walters, 1992).

En términos cuantitativos, el esfuerzo pesquero se puede descomponer entre esfuerzo nominal (f) representado por todo el esfuerzo utilizado durante un tiempo determinado, y el esfuerzo efectivo (f_e), que representa la presión real sobre los recursos pesqueros. Según Gelchu y Pauly (2007), estos conceptos pueden ser relacionados con el tamaño y la potencia de los buques de acuerdo a la siguiente formulación:

$$f_e = f * p \tag{1}$$

donde f_e es igual al esfuerzo pesquero efectivo;

f es el esfuerzo nominal, que se calcula multiplicando el número de buques por el número días de pesca;

p representa la potencia del buque.

El esfuerzo pesquero total se define como el tiempo que un buque destina a la actividad pesquera. Idealmente, la actividad pesquera debería ser definida como los días de pesca descontados los tiempos de desplazamiento y de búsqueda de caladeros (Hilborn y Walters, 1992). Sin embargo, datos detallados relativos a estos últimos no se encuentran disponibles. La potencia pesquera hace referencia a la habilidad de una embarcación para extraer pescado del mar, y es una variable compleja que incluye el tamaño, las artes de pesca y la tripulación (Gelchu y Pauly, 2007).

En la medida que no dispone de información homogénea y comparable que permita construir una serie temporal lo suficientemente larga, calculamos el esfuerzo pesquero efectivo de la flota de la UE-13 de los últimos años. Los resultados temporales que se obtuvieron para el cálculo del esfuerzo pesquero efectivo se muestran en la siguiente

Tabla, en la que se observa una reducción del esfuerzo pesquero efectivo del 27,7% entre 2003-2006³¹.

Conviene recordar que el esfuerzo pesquero nominal creció a principios de los 1970s hasta los 1980s y ocasionó, entre otras cosas, los colapsos del arenque y jurel (Cushing, 1988). Luego, mostró síntomas de declive, y en los 1990s aumentó de forma importante (Gelchu y Pauly, 2007), provocando un serio problema de sobreexplotación que, esta vez, alcanzó enormes dimensiones (Comisión Europea, 2001).

Tabla 14 Evolución del esfuerzo pesquero efectivo de la flota comunitaria

Estado	2003			2006		
	Días de pesca (000')	HP#	f_e (HPDías *10 ⁸)	Días de pesca (000')	HP#	f_e (HPDías *10 ⁸)
ALE	75,00	119.496,93	19,80	93,10	121.772,81	24,45
BEL	22,50	49.864,21	0,14	20,00	44.883,68	0,09
DIN	224,00	242.316,71	194,37	177,00	228.842,65	127,17
ESP	166,21	875.973,79	2.093,53	171,40	815.020,27	1.870,63
FIN	43,70	139.010,41	21,25	40,90	126.364,08	16,51
FRA	952,84	826.568,18	6.365,28	853,32	786.532,29	5.149,85
GRE	112,19	422.093,05	901,60	82,56	395.840,68	589,77
IRL	143,24	168.866,00	36,11	122,93	161.004,09	35,88
ITA	2.438,98	959.171,54	3.664,95	1.985,95	890.960,12	24996,30
PBA	62,00	350.623,67	20,67	57,00	287.726,11	13,73
POR	60,66	292.644,00	182,23	72,17	283.222,83	178,95
RUN	389,70	675.611,66	1.874,05	438,90	649.003,59	1942,36
SUE	121,02	164.307,54	34,32	102,43	162.579,01	26,42
UE-13	4.812,04	5.286.547,68	48.391,22	4.217,66	4.953.752,21	34.971,59

Fuente: Elaboración propia a partir de Sgeca (2008). Nota: #1 Kw =0,7457 Cv (UK).

2.5.4. Ratios de productividad del capital

Con el objetivo de extender la discusión sobre la capacidad pesquera, aquí se presentan los resultados de la productividad del capital de la flota comunitaria. Debido a la ausencia de una completa serie histórica, escogimos los datos únicamente para los años en los que se disponía de información para todos los Estados miembros, que coincide con los años 1990, 2002 y 2006 en los que hemos examinado los resultados por estratos.

³¹ No obstante, en el período 1987-2003 el esfuerzo pesquero efectivo de la flota continuó aumentando a pesar de las medidas de restructuración de capacidad de la flota.

Aquí se tratan dos ratios de productividad del capital: la relación entre el volumen de las capturas y su valor con respecto al tonelaje y la potencia. Este tipo de indicadores puede considerarse una medida adecuada para evaluar si una flota se encuentra balanceada con respecto a las capturas, y si serían necesarias medidas tendentes a la reducción del tamaño de la flota (García y Newton, 1995; Fitzpatrick, 1995; Arnason, 1998; Lindebo, 1999).

No obstante, puede no reflejar adecuadamente si la flota está operando de manera eficiente en términos económicos (Lindebo, 1999), en la medida en que sería necesario considerar otras variables como los costos por unidad de esfuerzo. Además, cabe manifestar el carácter conservador de los valores que suelen obtenerse, dado que los ratios de conversión de tonelaje de registro bruto a tonelaje de arqueado bruto pueden alterar la evolución de esta magnitud. Por ello, siguiendo la rutina metodológica propuesta por García y Newton (1995) y Lindebo (1999), la Tabla 15 resume los resultados de la ratio de productividad en volumen y valor de la flota comunitaria.

Se puede observar que el volumen medio de capturas de la flota comunitaria de la UE-13 se mantiene relativamente constante en torno a ~161-164 mil t por buque, acompañado de un incremento de las capturas por tonelaje que se situó en 2006 en torno a 4,75 t/Trb luego de pasar de 3,47 t/Trb en 1990, valor inferior al obtenido por García y Newton (1995) de 5,5 t/Trb para la flota mundial en 1989, pero superior al resultado de 4,29 t/Trb obtenido por Lindebo (1999).

En 2006, el valor en volumen de t/Trb difiere de manera significativa entre las flotas, siendo los valores mínimos los obtenidos en Grecia 1,06 t/Trb, Italia 1,55 t/Trb y Bélgica 1,15 T/Trb. Las cifras más elevadas se aprecian en Dinamarca con 12,2 t/Trb, Alemania 9,6 t/Trb y en Finlandia de 9 t/Trb, siendo valores que duplican o triplican la media de la UE-13.

Tabla 15 Ratios de productividad de la flota comunitaria

Estado	Volumen de capturas (miles de t) (a)								
	1990			2002			2006		
	Cap.	T./TRB	T/Kw	Cap.	T./TRB	T/Kw	Cap.	T./TRB	T/Kw
ALE	290,5	2,9	1,5	103,4	3,3	1,3	154,4	9,6	2,3
BEL	387,5	2,1	0,5	387,0	1,2	0,4	377,3	1,1	0,3
DIN	431,1	11,8	2,7	399,6	13,9	3,9	292,8	12,2	3,1
ESP	56,8	1,5	0,5	57,8	1,6	0,6	55,5	2,0	0,7
FIN	29,6	4,9	0,5	41,3	14,6	0,7	47,0	9,0	0,8
FRA	82,8	3,7	0,6	94,1	3,0	0,6	84,2	3,8	0,6
GRE	6,2	1,1	0,1	5,0	0,6	0,1	5,5	1,0	0,1
IRL	113,5	3,8	1,1	188,9	3,4	1,2	126,6	3,7	1,1
ITA	19,2	1,3	0,2	18,2	1,2	0,2	24,0	1,5	0,2
PBA	482,5	2,2	0,7	682,4	2,3	1,0	668,7	4,5	1,3
POR	20,9	1,79	0,6	19,9	1,7	0,5	26,7	2,8	0,6
RUN	71,0	2,8	0,6	99,01	2,8	0,7	96,7	3,9	0,8
SUE	107,1	4,6	0,9	171,6	7,6	1,3	180,4	6,1	1,2
UE-13	161,4	3,4	0,8	174,5	4,4	1,0	164,6	4,7	1,0
Estado	Valor de capturas (millones de €) (b)								
	1990			2002			2006		
	Cap.	T./TRB	T/Kw	Cap.	T./TRB	T/Kw	Cap.	T./TRB	T/Kw
ALE	121,1	1,2	0,6	86,6	2,8	1,1	99,5	6,1	1,5
BEL	728,9	4,0	1,0	1.226,6	3,7	1,3	1.409,8	4,2	1,4
DIN	132,6	3,6	0,8	139,1	4,8	1,3	128,2	5,3	1,3
ESP	89,0	2,3	0,9	112,4	3,2	1,3	144,7	5,2	1,9
FIN	5,2	0,8	0,1	6,8	2,4	0,1	6,4	1,2	0,1
FRA	113,3	5,1	0,8	144,1	4,6	0,9	172,5	7,8	1,2
GRE	23,6	4,3	0,7	13,0	2,4	0,4	53,4	10,2	1,7
IRL [§]	58,3	1,9	0,5	156,6	2,8	1,0	188,9	5,5	1,7
ITA	64,7	4,4	0,8	93,7	6,4	1,1	107,4	6,9	1,1
PBA	470,8	2,2	0,7	558,8	1,9	0,8	582,1	3,9	1,1
POR	17,7	1,5	0,5	33,1	2,9	0,8	27,09	2,9	0,6
RUN [§]	57,6	2,3	0,5	124,2	3,5	0,9	105,9	4,3	0,9
SUE [§]	57,6	2,4	0,5	68,1	3,0	0,5	64,3	2,1	0,4
UE-13	149,3	2,8	0,6	212,5	3,4	0,9	237,7	5,1	1,1

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat y Eurostat (2007). [§] Datos de valor de capturas pertenecientes a Eurostat (2007).

La Tabla 15 también muestra los resultados de las capturas en volumen por la potencia instalada en las embarcaciones. Así, la flota obtuvo un valor de 0,85 t/Kw en 1990 y de 1,06 t/Kw en 2006. En el último año, Dinamarca obtiene los mejores valores de toda la UE-13 con una cifra de 3,18 t/Kw, seguida de Alemania con 2,35 t/Kw. Los valores obtenidos de 1,00 t/Kw para la UE-13 en el año 2002 parecen tener una concordancia robusta con los 0,99 t/Kw que se registran en Lindebo (1999) para 1997.

Asimismo, la Tabla 15 presenta los resultados de la ratio de productividad en términos de valor de las capturas, en los que se observa un incremento del 59% en el valor con respecto a 1990, mientras que las t(€)/Trb evolucionaron favorablemente de 2,83, 3,46 en 1990 y 2002, a 5,10 t(€)/Trb en 2006. Este resultado es coherente con el

trabajo de Lindebo (1999) que obtuvo un valor de 3,43 t(€)/Trb para toda la flota en 1997.

El valor de las capturas en relación a la potencia (t(€)/Kw) aumentó de 0,67 t(€)/Kw en 1990 a 1,19 t(€)/Kw en 2006. Junto con Grecia (1,79 t(€)/Kw) e Irlanda (1,76 t(€)/Kw), España obtiene los valores más elevados (1,92 t(€)/Kw). Estos resultados son, de nuevo, consistentes con los valores obtenidos por Lindebo (1999) de 0,78 t(€)/Kw para 1997, ya que nuestros valores resultan ser 0,92 t(€)/Kw para el año 2002, lo que estaría indicando un aumento del valor de las capturas en relación a la potencia instalada a lo largo del tiempo.

2.5.5. Ratios de productividad laboral

El análisis de la flota debe completarse no sólo con variables de índole económica sino también social como el número de empleos directos generados por el sector. En este caso, hay que señalar las limitaciones existentes en esta materia, ocasionadas por la diversas metodologías empleadas para la recogida de datos, así como la diferente categorización de los empleos (Comisión Europea, 2000).

Aun así, estimamos conveniente utilizar el número de tripulantes como un indicador aproximado de la ratio de productividad laboral de la flota comunitaria. Los resultados del cálculo obtenido se muestran en la Tabla 16.

Como era de esperar, y en concordancia con las tendencias observadas en los apartados anteriores, se aprecia una reducción del número de tripulantes de ~140 mil personas, con una destacada disminución en los países donde la pesca artesanal es particularmente relevante como España, Francia, Grecia, Italia y Portugal, que redujeron a la mitad el número de pescadores.

Tabla 16 Ratios de productividad laboral de la flota comunitaria

Estado	1990						2006					
	Tp.	Tp/ B	TRB/ Tp	Kw/ Tp	T(V)/ Tp	T(€)/ Tp	Tp.	Tp/ B	TRB/ Tp	Kw/ Tp	T(V)/ Tp	T(€)/ Tp
ALE	4.812	4,2	22,6	44,6	67,8	28,2	3.516	1,8	8,8	36,0	84,7	54,6
BEL	845	7,9	22,8	92,6	49,0	92,3	570	9,3	35,1	105,6	40,3	150,8
DIN	6.945	2,0	17,9	76,7	212,4	65,3	2.835	0,9	25,0	96,1	306,1	134,0
ESP	87.351	4,4	8,5	22,5	12,8	20,1	42.890	3,2	8,6	23,4	17,2	44,9
FIN	6.335	1,5	3,8	35,5	19,4	3,4	408	0,1	40,6	415,3	366,2	50,4
FRA	39.013	4,6	4,6	29,6	17,6	24,1	13.648	1,9	11,4	71,0	43,4	88,9
GRE	40.152	0,9	5,7	35,6	6,5	25,0	33.368	1,8	2,7	15,9	2,9	28,4
IRL	7.910	4,1	7,1	24,7	27,2	14,0	5.931	3,5	9,5	30,0	35,5	53,1
ITA	49.249	2,5	5,6	30,9	7,5	25,4	32.174	2,4	6,3	37,0	9,8	43,9
PBA	4.298	5,1	41,4	130,2	94,1	91,9	2.051	3,1	46,7	162,3	212,2	184,7
POR	38.700	2,5	4,6	12,5	8,3	7,1	17.261	2,0	4,6	20,2	13,2	13,4
RUN	21.582	2,0	12,2	56,3	35,5	28,8	12.647	1,9	12,3	58,5	49,0	53,7
SUE	3.473	1,4	15,7	77,4	72,2	38,8	2.078	1,3	21,1	104,9	129,5	46,2
UE-13	310.665	3,3	13,3	51,4	48,5	35,7	169.377	2,6	17,9	90,5	100,8	72,8

Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat, y Eurostat (2007). Referencias: Tp: número de tripulantes, Tp/B: tripulantes por buque, T/Tp: Trb por cada tripulante, K/Tp: potencia instalada por cada tripulante, C(v)/Tp: captura obtenida en t (volumen) por tripulante, C(€)/Tp: captura obtenida en miles de € por tripulante.

Esta caída indudablemente repercutió en el número de pescadores embarcados por buque, que descendieron de 3,35 trip./buq. a 2,60 Tp./buq. durante 1990-2006. Lógicamente, ello ocasionó un aumento del TRB/Tp que pasó de 13,3 Trb/Tp. a 17,9 13,3 Trb/Tp. lo que se tradujo en un incremento de la potencia instalada en detrimento del número de pescadores.

Esto permitió que la ratio Kw/Tp prácticamente se duplicara, al pasar de 51,4 a 90,5 entre 1990-2006, es decir, se sustituye mano de obra por unidades tecnológicamente más avanzadas y mejor equipadas, que les permiten dotar de una mayor capacidad de esfuerzo pesquero.

En lo que respecta a las capturas en valor, se observa la disminución del número de pescadores, un factor que contribuyó a la mejora en la obtención de rendimientos, de manera que se duplicaron las capturas por tripulante pasando de 48,5 T(v)/Tp en 1990 a 100,8 T(v)/Tp. En este punto, Finlandia y Dinamarca ostentan, en 2006, los valores más elevados con 366 T(v)/Tp y 306 T(v)/Tp respectivamente, por encima de las 100,8 T(v)/Tp obtenidos para la media de la UE-13. De la misma forma, el valor de las capturas (en euros) se duplicó en este período, pasando de 35,7 T(€)/Tp. a 72,8 C(€)/Tp.

2.5.6. Rentabilidad económica

Una manera de complementar nuestro análisis sobre las principales tendencias de la flota comunitaria consiste en examinar la capacidad medida en términos de rentabilidad económica empleando, para ello, la ratio de costes de explotación y el valor de descargas, siguiendo la metodología utilizada por Lindebo (1999).

Dado que el empleo de la ratio volumen de descargas por unidad de capacidad de pesca no ofrece un diagnóstico realista como indicador de sobrecapacidad, es más conveniente, en la medida que se disponga de datos, utilizar información detallada de costos de explotación e ingresos derivados del valor de las descargas en cada Estado miembro.

Lindebo (1999) utilizó los costos de explotación de la flota danesa y obtuvo una ratio de 4,85 costo por unidad de esfuerzo (C./Gt), que empleó para el cálculo del análisis de (sobre)capacidad, asumiendo que una ratio de valor 1 indicaba un nivel óptimo de capacidad, donde los costos equivalen a los beneficios. Asumiendo, también, de manera no realista el valor de C./Gt de 4,85 de la flota danesa para el conjunto de la flota, Lindebo (1999) estimó el nivel óptimo de capacidad y concluyó que toda la flota europea -excepto Dinamarca, Francia e Italia- se encontraba en una situación de sobrecapacidad pesquera en términos económicos.

En este apartado, empleamos la metodología de Lindebo (1999) pero, en nuestro caso, incluyendo (i) todos los costos de gasóleo, (ii) los costos fijos, esto es, costos no relacionados con el esfuerzo pesquero, (iii) los costos variables o costos operacionales vinculados al esfuerzo pesquero, (iv) los costos de reparación y mantenimiento, y (v) los costos de tripulación, que incluye los costos de seguridad social, seguros de vida, jubilaciones y otros impuestos, etc.

Hay que señalar que no se dispone de información de costes para todos los segmentos, por lo que el promedio de coste por unidad de esfuerzo incluye aquellos para los que Sgeca (2008) sólo aporta datos.

Del mismo modo, y aunque en la actualidad se dispone de mayor información de costes de explotación, asumir la hipótesis de Lindebo (1999) con un valor de C./Gt semejante no es del correcto técnicamente, ya que los costes de explotación difieren considerablemente entre cada una de las flotas. Otro problema radica en asumir costes medios de explotación, lo que significa ignorar la existencia de intervalos de valores de costos que se encuentran en los extremos máximos y mínimos.

A pesar de lo expuesto, y ante la ausencia actual de información para el conjunto de la flota, este tipo de examen puede ofrecer una radiografía razonablemente satisfactoria y aproximada de la evolución de la rentabilidad económica de la flota. De esta manera, calculamos los costes medios de explotación de cada flota y los resultados se muestran en la Tabla 17 y Figura 4 siguientes. La evidencia de que los costos C./Gt son distintos se observa, por ejemplo, en Finlandia (9,04 C./Gt) y Alemania (1,91 C./Gt) para 2006, que obtienen los valores máximos y mínimos de la media comunitaria (4,60 C./Gt).

Tabla 17 Ratios costos por unidad de esfuerzo y costos/beneficios de la flota comunitaria (1997-2006)

Estado	1997			2006		
	Valor total /Gt	C./Gt	Costos/ Beneficios	Valor total/Gt	C./Gt	Costos/ Beneficios
ALE	2,37	4,85	2,05	6,19	1,91	0,31
BEL	3,95	4,85	1,23	4,29	5,70	1,33
DIN	4,86	4,85	1,00	5,36	4,98	0,93
ESP	3,08	4,85	1,57	5,21	3,54	0,68
FIN	1,11	4,85	4,37	1,24	9,04	7,28
FRA	5,34	4,85	0,91	7,80	6,67	0,86
GRE	2,44	4,85	1,99	10,22	5,94	0,58
IRL	3,22	4,85	1,51	5,59	3,28	0,59
ITA	6,93	4,85	0,70	6,94	6,05	0,87
PBA	2,51	4,85	1,93	3,95	2,51	0,63
POR	2,53	4,85	1,92	2,91	4,04	1,39
RUN	3,86	4,85	1,26	4,36	3,99	0,92
SUE	2,33	4,85	2,08	2,18	2,20	1,01
UE-13	3,43	4,85	1,73	5,10	4,60	1,34

Fuente: García y Newton (1995), Lindebo (1999) y Sgeca (2008).

Asumiendo que de la obtención de un valor 1 se deriva un situación de óptima capacidad (Lindebo, 1999), los resultados que se muestran indican que las flotas que se encuentran próximas al nivel óptimo de capacidad son Dinamarca y Reino Unido, y las que se sitúan en un punto de sobrecapacidad son Bélgica (1,33 C/Ben.), Finlandia (7,28 C/Ben.), Portugal (1,39 C/Ben.) y ligeramente Suecia (1,01 C/Ben.).

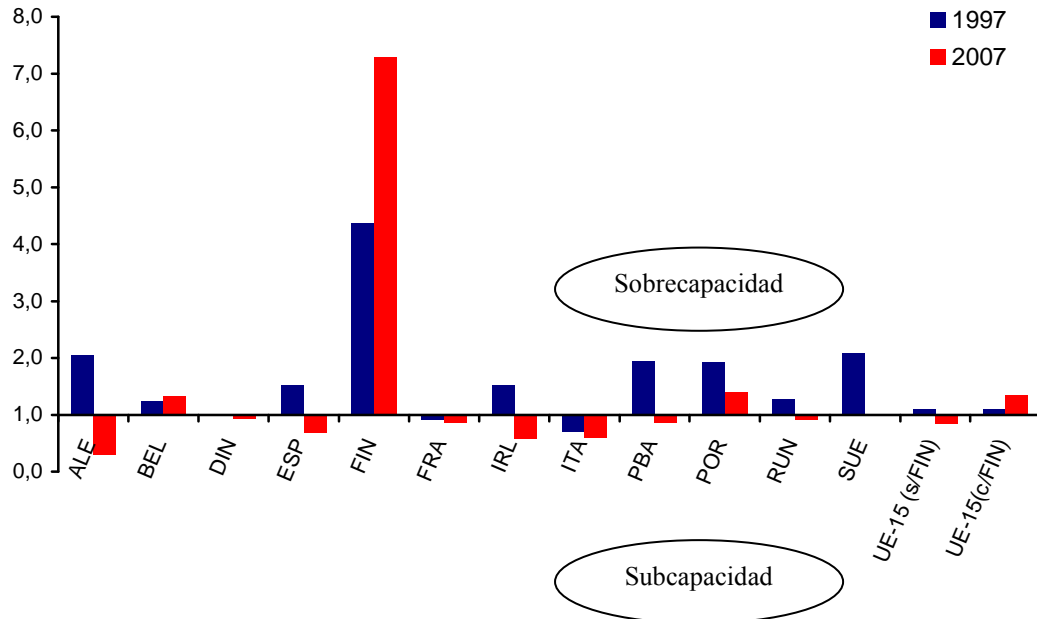


Figura 4 Situación de sub/sobrecapacidad de la flota comunitaria.
Fuente: Lindebo (1999) y elaboración propia.

El valor de la media de la flota de UE-13 varía según se incluya a Finlandia o no, pasando de una situación de sobrecapacidad (1,34 C/Ben.) a una de subcapacidad (0,84 C/Ben.). Con todo, este análisis requeriría de la incorporación de información de otras variables relevantes como el volumen y valor de los subsidios recibidos por cada una de las flotas con el objeto de introducir todos los componentes de los costos de explotación, por lo que los resultados que aquí se presentan deben considerarse conservadores de la tendencia de la flota en los últimos años.

2.6. CONCLUSIONES

Una mayor explotación de los recursos marinos se manifiesta en la UE no sólo en la adopción de medidas de conservación sino también en la implementación de mecanismos de control de los inputs con el objeto de optimizar el capital invertido. De esta forma, los resultados que aquí se han presentado indican cambios estructurales y de rendimiento económico de las unidades de producción no fácilmente discernibles en análisis de evolución de capacidad comúnmente llevados a cabo en el ámbito de la capacidad de pesca.

En segundo lugar, se observa, en términos nominales, una reducción generalizada de la capacidad, aunque con manifestaciones claramente asimétricas y no lineales entre cada país, y con tendencias incoherentes con los objetivos de disminución de capacidad. El efecto del progreso tecnológico neutralizó por completo esta reducción que experimentó la flota en la práctica totalidad del período de aplicación de los programas de ajuste, en la medida que un análisis dinámico del progreso tecnológico genera un efecto acumulativo. Se observan resultados llamativos y desconcertantes que son contrarios a los objetivos del ejecutivo comunitario. En la medida en que los planes de reducción respondían a una reducción global de la flota por artes o por zonas, no atendió a los diferentes estratos, por lo que perdió sentido y lógica examinar las tendencias globales. Urgían, entonces, nuevos planteamientos como los aquí planteados. Los resultados procedentes de las estadísticas oficiales son elocuentes.

Las flotas de bajura y litoral han sido las que más fuertemente han reducido su capacidad en términos nominales y porcentuales, a pesar de que los coeficientes técnicos parecen indicar un incremento del desarrollo tecnológico de las embarcaciones. La flota de bajura UE-13 incrementó el desarrollo técnico en un 22,7%, con algunos países presentando valores elevados como Bélgica, u otros con una tendencia creciente

aunque por debajo de la UE-13, como Francia y Suecia. Igualmente, la ratio potencia por tonelaje también experimentó un crecimiento de la flota UE-13 del 40,4%, y en este caso prácticamente todos los Estados miembros manifiestan una tendencia creciente, en particular Bélgica, Francia, Países Bajos y Portugal.

La flota de litoral, por su parte, se redujo en más de 112 mil unidades, lo que representa alrededor del 91% del conjunto de la flota, y todos los países siguen una trayectoria decreciente semejante. En términos nominales, quienes más redujeron su capacidad en las tres magnitudes (unidades, tonelaje y potencia) han sido Francia, Italia, España, Reino Unido y Dinamarca.

Las ratios de desarrollo técnico indican una ligera reducción sólo en el coeficiente tonelaje por buque 0,87%, ya que las dos ratios restantes manifiestan una evolución creciente del 3% y 4% respectivamente, en la medida en que las flotas de Alemania, Grecia, Irlanda, Países Bajos y Portugal presentan una tendencia de crecimiento en esta ratio. En el año 2006, la ratio media de la flota de la UE-13 se aproxima a 35,95 tonelaje por buque, y sólo Bélgica, Dinamarca, España, Francia y Países Bajos alcanzan valores ligeramente superiores.

La ratio media de potencia por buque en 2006 se situó en un valor cercano a 190,25, luego de experimentar un crecimiento de seis puntos con respecto a 1990, gracias al aumento de Alemania, Bélgica, Finlandia, Irlanda, Países Bajos y Suecia. La ratio potencia por tonelaje también ofrece una idea más aproximada del esfuerzo pesquero real. En este caso, la flota de litoral aumentó su capacidad en los últimos años, siendo la variable que más creció en este estrato. Las únicas flotas que redujeron capacidad han sido España, Francia, Grecia e Italia.

Por otro lado, durante 1990-2006 el número de buques de la flota de altura se redujo en 950 unidades, 111,9 mil Trb y 477,7 mil Kw, lo que representa una disminución del

19,9%, 17,7% y 37,8%, debido a la eficacia de los programas de reducción de capacidad en Dinamarca, España, Países Bajos y Reino Unido. En conjunto, estas flotas concentraron el 50,3%, el 94,5% y el 92,3% de buques, tonelaje y potencia de todos los países que han reducido capacidad, de ahí la importancia de aquellos que, por el contrario, incrementaron su capacidad pesquera en este estrato en al menos una de las magnitudes examinadas. Respecto al tonelaje, destaca el aumento de Alemania, Bélgica, Francia, o Irlanda, y en potencia sobresale el crecimiento de Italia, Francia, Irlanda y Finlandia. Pero ello no es todo, puesto que si se efectúa una diferenciación por tonelaje dentro del estrato de la flota de altura, resultan valores reveladores de la evolución de la flota en los últimos años, ya que se observa un incremento de capacidad en los estratos de mayor tonelaje.

La flota de gran altura se redujo en 209 unidades (59%), el tonelaje en 106,7 mil Trb (20,2%) y la potencia en 179,5 mil Kw (22,3%). No obstante, el 50% de la flota aumentó su capacidad pesquera, se trata de los buques de Dinamarca, Irlanda, Países Bajos, Reino Unido y Suecia. El otro 50% restante, que incluye Alemania, España, Francia, Grecia, Italia y Portugal, redujo su capacidad bien en el número de buques, tonelaje, o potencia.

Los resultados de la evolución del segmento entre 1.000-1.999,9 Trb indican también una reducción destacada de similares proporciones. Aun así, los resultados reflejan un incremento de capacidad en más del 55% de la flota, siendo particularmente importantes en Dinamarca, Irlanda, Países Bajos y Reino Unido. Por último, y contrariamente a los objetivos de reducción, la tendencia del segmento mayor de 2.000 Trb aumentó su capacidad en torno al 13,4% de unidades, 35% del tonelaje y 44% de la potencia; y sólo Alemania redujo de forma significativa su flota. Los demás o bien aumentaron el número de unidades, o bien manteniéndolas dotaron de mayor capacidad y potencia sus

embarcaciones. Se observa que la disminución de capacidad se manifiesta con distinta intensidad en cada uno de los estratos, siendo particularmente importante en la pesca de bajura y litoral. Por el contrario, algunos segmentos de la flota de altura y especialmente de gran altura han aumentado su capacidad de esfuerzo, lo que validaría la existencia de una correlación positiva con el incremento de las capturas de la flota en aguas de terceros países y en Alta Mar.

Por otra parte, los resultados de la evolución de la ratio de productividad de capital indican que, a pesar de un estancamiento de las capturas en los últimos años y atendiendo a la información disponibles sólo para un número determinado de segmentos, la productividad media de la flota medida en volumen y valor de las capturas parece aumentar, siguiendo un intenso proceso de sustitución de mano de obra e intensificación de capital que permiten dotándolas de una mayor capacidad de esfuerzo pesquero.

Por último, la utilización de indicadores económicos revela que la mayor parte de la flota se encuentra en una situación de subcapacidad de pesca en términos de optimización de capital, hecho que debe ser confirmado con la incorporación de información relativa a los subsidios otorgados por los gobiernos.

CAPÍTULO 3

IMPACTO DE LOS TACs SOBRE LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS EN LA UNIÓN EUROPEA

“All those concerned with making policy decisions about fisheries must take into account, to a greater or lesser extent, the condition of the fish stocks and the effect on these stocks of the actions being contemplated”.

John Gulland (1983) Fish stock assessment: a manual of basic methods,
Wiley, New York.

3.1. INTRODUCCIÓN

En el ámbito de construcción de una política pesquera comunitaria (PPC), la pesca no fue considerada prioritaria para los Estados fundadores de la Comunidad por tener una vocación más continental que marítima. El Reglamento (CE) N° 2142/1970 constituye un punto de partida fundamental en la medida en que estableció el principio de igualdad de acceso en las aguas comunitarias.

Tras casi diez años intensos debates la Comunidad Europea arribó a un acuerdo entre los Estados miembros sobre cómo, quien y dónde se pueden explotar los recursos, lo que dio lugar, en 1983, a lo que se conoce como Europa Azul o PPC. Con este acontecimiento se aprobó un régimen comunitario de conservación y gestión de la pesca en las aguas comunitarias, donde el mecanismo de los TAC representa la piedra angular de todo el sistema (Leigh, 1983).

La última reforma de la PPC (2002-2012) (Reglamentos (CE) N° 2369/02, 2370/02 y 2371/02) reconoció, igualmente, tanto la necesidad de mantener las zonas de pesca biológicamente sensibles como el coto de las Islas Shetland y Orcadas, susceptibles de ser protegidas mediante la reducción temporal de la pesca, estableciendo reglamentaciones técnicas para las redes de pesca y fijando el tamaño mínimo de captura de los peces, como la adopción de un régimen de esfuerzo pesquero en aguas occidentales.

Dada la relevancia de este sistema de reparto que constituyó la base medular de la PPC, en este trabajo se examina el grado de cumplimiento de los TACs en relación con la gestión de los recursos pesqueros, y sus efectos e implicaciones durante la práctica totalidad del período de aplicación de la PPC (1986-2007). Esta investigación está organizada de la siguiente forma. La sección 1 examina las características de la

regulación del acceso a los recursos pesqueros en Europa, incorporando, por primera vez, un panel de análisis críticos formulados desde las perspectivas biológica, económica, institucional y social.

La sección 2 discute los efectos del mecanismo de TACs a través de tres vías de examinar la eficacia y el éxito de la política de conservación. Trascendiendo un simple análisis de la evolución de las tendencias de las cuotas fijadas, hemos considerado que preciso llevar a cabo un examen de la vida real del recurso pesquero antes y ex-post a fijación de las cuotas.

Primero, se presentan los grados de especialización productiva de los Estados miembros y la volatilidad de las cuotas en las especies comerciales sobre las estrategias empresariales de los pescadores.

Segundo, se analizan las relaciones entre el comportamiento de las poblaciones por medio de las variables de biomasa, mortalidad pesquera, capturas y capturas por unidad de esfuerzo, y las recomendaciones científicas, las propuestas y cuotas aprobadas para las poblaciones de las que se dispone de información científica suficiente.

Por último, se presenta el estado de los stocks a partir de tres indicadores elaborados por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) relacionados con la aplicación del principio de precaución, como la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en relación a los límites de precaución, y la mortalidad pesquera respecto al máximo rendimiento. De esta forma podemos interrogarnos por el éxito o fracaso de la política de TAC como instrumento de salvaguarda de los recursos pesqueros en Europa, no sólo en términos económicos sino también en términos de sostenibilidad.

3.2. LA REGULACIÓN DE LOS TACs COMO MEDIDA DE CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS EN LA UNIÓN EUROPEA

3.2.1. El proceso de toma de decisiones

El funcionamiento de los TACs es un proceso complejo en el que interviene la actuación de los científicos, los gestores comunitarios a través de la Comisión, el Consejo y el Parlamento Europeo, el Comité de Pesca y Acuicultura, el Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca (CCTEP), los Consejos Consultivos Regionales con sus respectivos dictámenes o recomendaciones, los ministros de cada Estado miembro, la industria pesquera y otros grupos interesados.

Este proceso sigue un orden lineal y jerárquico donde la última decisión adquiere un matiz clara y eminentemente política. A la hora de determinar el volumen de las cuotas que le corresponde a cada país, la Comisión, basándose en las evaluaciones científicas realizadas por ICES a través de su Comité Asesor para la Gestión de Pesquerías (ACFM), sometido al CCTEP, integrado por expertos nacionales, representantes del sector pesquero y otras partes interesadas, principalmente organizaciones no gubernamentales dedicadas a la protección del medio ambiente, elabora una propuesta que en el mes de diciembre y tras arduas negociaciones, resulta aprobada por el Consejo (Boude *et al.*, 2001) (Figura 5).

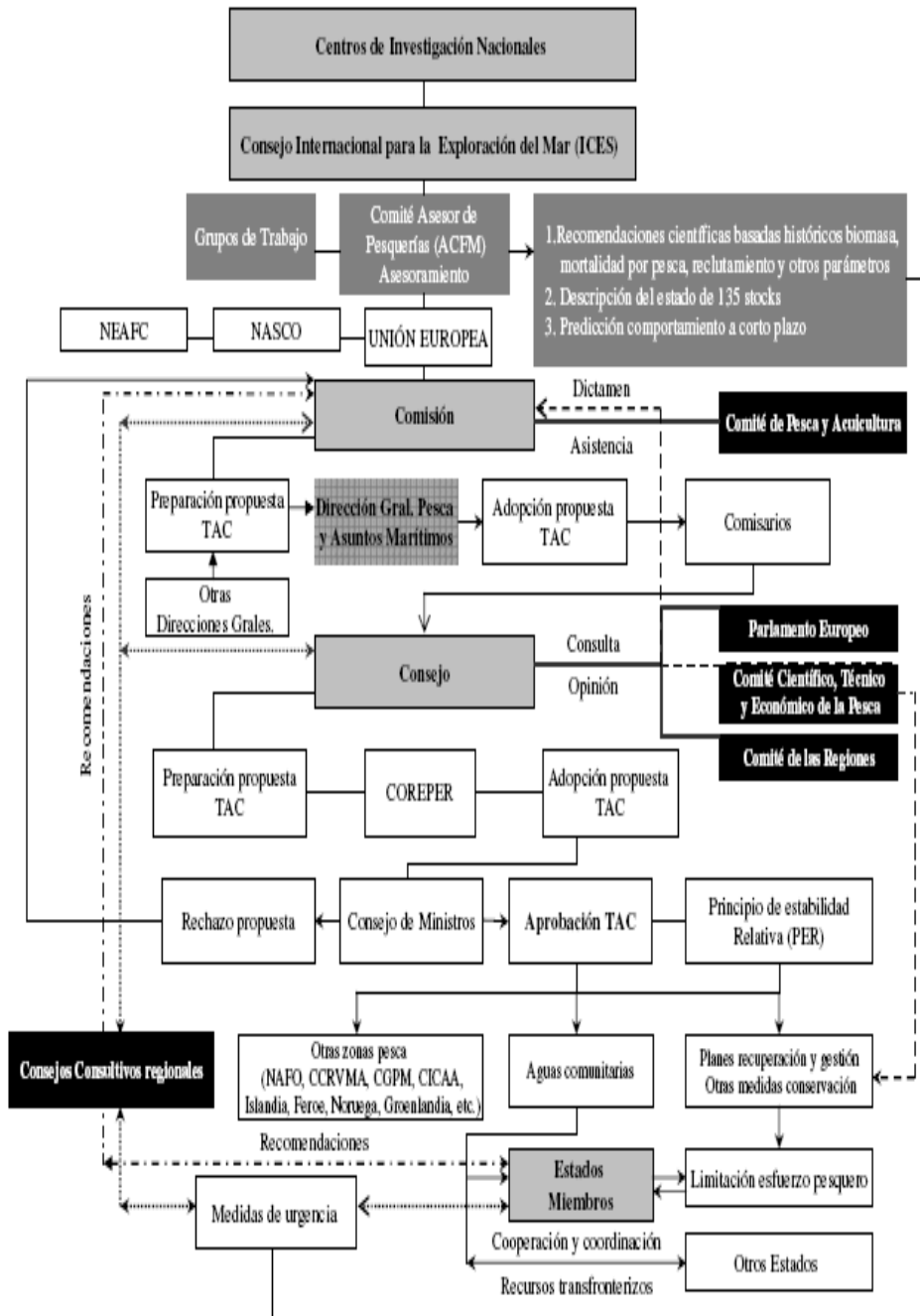


Figura 5. Modelo simplificado del proceso de adopción de los TAC en la Unión Europea.

Fuente: Elaboración propia.

Posteriormente, estos TAC son repartidos entre los Estados bajo una clave de reparto automática conocida como principio de estabilidad relativa, tomando en consideración tres elementos: (i) las capturas realizadas por los Estados miembros en el período 1973-1978, (b) la pérdida de posibilidades de pesca de la flota comunitaria en aguas de terceros países y, (c) las necesidades especiales de las poblaciones que dependen de la pesca. En lo que respecta al primer elemento, la elección del período temporal generó un gran debate en el seno del Consejo, ya que algunos Estados miembros pretendían que abarcara un período mayor y otros un lapso más reducido según se adecuara a sus necesidades³². Las cuotas de pesca se fijaron en realizando una división por grupos y por tipo de especies: (i) un primer grupo compuesto por especies como bacalao, caballa, eglefino, lenguado, merlán y gallineta nórdica, (ii) un segundo grupo con el resto de las especies destinadas al consumo humano salvo el arenque, (iii) un tercer grupo que incluye sólo el arenque, y (iv) un cuarto grupo para las especies destinadas al uso industrial, como espadín y lanzón.

Con relación a las regiones altamente dependientes de la pesca, este concepto es deudor de un acuerdo coyuntural llevado a cabo tras la adhesión del Reino Unido, Irlanda y Dinamarca, creado en el contexto del primer reparto de cuotas de pesca entre los Estados miembros con el objetivo de atender a las regiones que en ese momento fueron catalogadas como altamente dependientes de la pesca. Este catálogo estaba compuesto por Groenlandia (hasta el año 1985 cuando abandona la Comunidad³³, Irlanda, Irlanda del Norte, las Islas de Man, Escocia y las zonas que abarcan el nordeste del Reino Unido desde Berwick hasta Bridlington.

³² Finalmente, la Comisión propuso 1978 como año final porque era el último año del que se disponía de estadísticas oficiales. Holden (1996,42).

³³ Posteriormente, a través del Tratado de Groenlandia de 1984 se le concedió el estatuto aplicable a los Países y Territorios de Ultramar (PTU) asociados a la CE en los arts. 182 y 188 y en el Anexo II del Tratado.

Este tratamiento pretendía (y pretende), a través de un reparto preferencial de las cuotas de pesca, preservar la actividad pesquera en estas zonas. Para Irlanda, el reconocimiento como región altamente dependiente de la pesca implica(ba) que el cómputo de sus desembarcos para el año 1975 se duplicaran, lo que generaría una mejora en el reparto final de las posibilidades de pesca con respecto a los demás Estados miembros. Lo mismo sucedió con los desembarcos en todos los puertos en el año 1975 de los buques de menos de 24 m de eslora para todas las regiones catalogadas como altamente dependientes de la pesca (Holden, 1996; Villasante *et al.*, 2005).

La actualización y la inclusión de Galicia como región altamente dependiente de la pesca ha sido una de las reivindicaciones del sector pesquero gallego que finalmente no se materializó ni en la primera (1992) ni en la segunda reforma de la PPC (2002). El principal argumento para revisar el catálogo de las regiones altamente dependientes de la pesca se basa en que el concepto nació en un momento histórico del proceso de integración europea que es anterior a la adhesión de dos Estados (España y Portugal) en los que el sector pesquero tiene una significación relevante. Se debe, por tanto, por la propia naturaleza *dinámica* del proceso de integración europea, revisar este concepto *estático* que no hace más que limitar la materialización del principio de progresividad y solidaridad entre los Estados miembros. La propia Comisión Europea reconoció algunas zonas como la Ría de Arousa, de Pontevedra y Vigo, como altamente dependientes de la pesca (Comisión Europea, 2000), aunque ello no significó cambio alguno en su reconocimiento con los efectos mencionados para las restantes zonas.

En este equilibrio multidisciplinar del reparto de cuotas como es la interacción de factores biológicos, económicos, jurídicos y políticos, la práctica demostró que han prevalecido los frágiles acuerdos de compromiso entre los Estados miembros, al reducir la distribución de los recursos a una mera negociación en la que la mayoría de los

actores intervinientes resultan satisfechos (González-Laxe, 2003), sin considerar el impacto que produce tanto sobre los recursos como sobre los sectores productivos.

Esto es perfectamente tangible si analizamos las notas características de este proceso. En primer lugar, se trata de un mecanismo que tiende a acelerar una situación de concurrencia y fuerte competitividad entre los pescadores por el acceso al recurso. En segundo término, las recomendaciones científicas no son respetadas por las propuestas de cuotas elaboradas por la Comisión (Comisión Europea, 2001; Comisión Europea, 2008; Villasante *et al.*, 2008). En tercer lugar, las cuotas iniciales aprobadas por el Consejo son revisadas a lo largo del año previsto para su aplicación (Comisión Europea, 2008), incrementándolas en la mayor parte de los casos en las zonas pesca del Mar Báltico y Mar del Norte (Villasante *et al.*, 2005).

3.2.2. Críticas al sistema de TAC: implicaciones biológicas, económicas, institucionales y sociales

Hasta el momento la puesta en funcionamiento de este sistema de distribución de los recursos pesqueros ha recibido numerosas críticas por parte de la comunidad científica, tanto por su rigidez como por sus implicaciones sobre el sector pesquero (Karagiannakos, 1997; Symes, 1997, 1997a; Lequesne, 2001; Gray y Hatcher, 2002; Lindebo, 2002; Forst y Andersen, 2006; Schwach *et al.*, 2007).

Estas críticas van desde argumentos basados en los efectos biológicos sobre los ecosistemas marinos recursos del Océano Atlántico Nordeste (Pauly *et al.*, 1998; Zeller *et al.*, 2001; Christensen *et al.*, 2003; ICES, 2007, 2008), de los efectos de la utilización de cuotas a través del *quota hopping* (Robinson *et al.* 1998; Morin, 2000), de su vinculación con la política estructural (Hatcher, 2001; Lindebo, 2002; Surís-Regueiro *et al.*, 2003), sus impactos sobre las pesquerías de aguas profundas (Morato *et al.*, 2006;

Comisión Europea, 2007f), los efectos sobre los caladeros en África (Sumaila y Vasconcellos, 2000; Alder y Sumaila, 2004) y América Latina (Villasante y Sumaila, 2008). Más recientemente, las críticas se centran en la falta de un adecuado marco de gobernanza (Symes, 1997; Mikalsen y Jentoft, 2007), de su relación con los planes de recuperación (Döring y Egelkraut, 2008), de la necesidad de abrir el debate sobre el análisis de los beneficios (Hilborn *et al.*, 2005; Grafton *et al.*, 2006; Costello *et al.*, 2008; Andersen *et al.*, 2009; Branch, 2009) y limitaciones (Clark *et al.*, 2008; Chu, 2009) de los derechos individuales de pesca, y de la generación de un volumen considerable de pesca ilegal (Agnew *et al.*, 2009).

En lo que concierne a los aspectos biológicos, existe un elevado número de stocks en situación crítica (Comisión Europea, 2001; ICES, 2007, 2008). Prueba de ello es que tras la reforma de 2002 se han adoptado diversas medidas para la protección de los recursos, entre las que destacan los planes de recuperación para aquellas poblaciones fuera de los límites biológicos de seguridad para el bacalao del Mar del Norte y Mar Báltico (Reglamento (CE) N° 423/2004), el stock de merluza Norte (Reglamento (CE) N° 811/2004), o el atún rojo en el Mediterráneo (Reglamento (CE) N° 1599/2007); los planes de gestión para mantener aquellas poblaciones que se encuentran dentro de los límites biológicos de seguridad, como el lenguado y solla en el Mar del Norte (Reglamento (CE) N° 676/2007), medidas de protección de capturas de cetáceos o, en aquellas situaciones más graves, directamente el cierre de la pesquería como es el caso de la anchoa en el Cantábrico (Reglamento (CE) N° 1539/2005).

Pero la sobrepesca no sólo incide sobre aquellas especies comerciales sujetas a TAC, ya que el sistema obliga a los pescadores a aumentar los descartes de especies que no son objeto de captura cuando ya han agotado su cuota o simplemente no disponen de ésta, convirtiéndose en un problema de alcance general en toda Europa (Comisión

Europea, 2006). Esta práctica también está motivada por incentivos de carácter económico con el objeto de maximizar el valor de los desembarques conocida como “*high-grading*”, en particular cuando coexisten distintos precios de mercado para diferentes tamaños o calidades, o cuando especies de valor comercial muy diferente son capturadas juntas (Comisión Europea, 2007a).

En lo que afecta a las implicaciones económicas, la rigidez del sistema exagera la carrera por aumentar las capturas, promoviendo que los pescadores adviertan como conveniente la captura de especies hasta su fase de sobreexplotación (Hilborn y Walters, 1992; Hannesson, 1998), ya que una vez que una especie resulta rentable económicamente, las capturas suelen sobrepasar las cuotas concedidas (Comisión Europea, 1992; Comisión Europea, 2008). Esta situación se ve agravada por el volumen de subsidios que otorgan los gobiernos nacionales (Porter 1998; Clark *et al.*, 2005; Kahn *et al.*, 2006; Sumaila y Pauly, 2007), originando un escenario de mayor incertidumbre en la industria pesquera (UNEP 2002; FAO, 2007).

En este punto, además, se debe tener en cuenta, que es el propio funcionamiento del mercado de pescado el que obliga a aumentar las capturas como único mecanismo de incremento de ingresos de los pescadores (García-Negro, 1987). Este mecanismo fomenta el exceso de capacidad de las flotas, lo que genera un escenario de fragilidad e incertidumbre que se manifiesta en una pérdida de ingresos a medio y largo plazo.

Además, el régimen de cuotas muestra una evidente desigualdad y asimetría para las distintas flotas. Resulta ilustrativa la ausencia de relación entre el porcentaje de cuotas que le corresponde a un país y el volumen de producción pesquera, su flota de pesca, su consumo per cápita o su capacidad importadora-exportadora de productos de la pesca. Por ejemplo, pueden existir países con elevado consumo per cápita y un importante sector pesquero (España y Portugal) y un reducido porcentaje de cuotas en aguas

comunitarias, mientras que otros (Alemania, Dinamarca o Finlandia, entre otros) con una industria extractiva y de transformación de menor envergadura, poseen un volumen superior de cuotas.

Respecto a los factores institucionales, la eficaz ejecución de los TAC se basa en la existencia de un sistema de registro de capturas. Sin embargo, el cumplimiento de las cuotas incentiva a los pescadores a falsificar sus declaraciones de desembarques, alcanzando un grado de observancia muy limitado, ya que las estimaciones realizadas revelan diferencias considerables entre las cifras oficiales y las capturas reales (Zeller *et al.*, 2006). Se trata, por consiguiente, de un mecanismo que no permite la adecuada recopilación de datos y, en su caso, la adopción de medidas necesarias para la recuperación de los recursos pesqueros (Zeller y Pauly, 2005; Zeller *et al.*, 2006).

Por otra parte, el sistema de TACs adolece de una importante laxitud en lo que concierne a las normas de control, vigilancia y sanciones en el campo de la regulación, puesto que el alcance de las comprobaciones de los inspectores comunitarios depende del personal disponible y de la capacidad de actuación legal que posean en cada Estado miembro. La experiencia demuestra que se trata de un sistema deficiente, con información incompleta y heterogénea entre los Estados miembros, que no garantiza la aplicación de sanciones a aquellos que no cumplen con las normas comunitarias, ya que la mayor parte de las penalizaciones impuestas a los infractores son insuficientes para tener un verdadero poder de disuasión (Tribunal de Cuentas Europeo, 2007). Las estadísticas indican que el importe de las penalizaciones abonadas en 2003 y 2004 en toda la Comunidad representa apenas del 0,2% al 0,4% del valor de los desembarques de pescado efectuados en 2002 y 2003 (Comisión Europea, 2007b).

Finalmente, en el ámbito de las implicaciones sociales, asistimos a un proceso de reestructuración de la pesca europea, con una destacada reducción de aproximadamente

48.000 empleos en el sector de la pesca extractiva en el período 1996-2003, en particular en aquellas zonas especialmente dependientes de las actividades pesqueras. Las regiones costeras de España, Grecia e Italia continúan representando más del 60% del empleo pesquero directo de toda la Unión Europea, sobre todo por el aporte de la pesca artesanal en estos territorios (Salz *et al.*, 2006).

Por último, los propios reguladores comunitarios fueron los que, realizando una autocrítica de la ineficacia de los TAC, resaltaron que el mecanismo respondía a una cierta correlación de fuerzas de naturaleza política, y aunque en términos políticos ha sido exitoso (Holden, 1996), “*el mecanismo es, en realidad, una fuente permanente de sobreexplotación*” (Comisión Europea, 1991; Comisión Europea, 2001), lo que no ha dado resultados satisfactorios en el ámbito de la conservación de los recursos, el mantenimiento del empleo y el incremento de la renta de los pescadores (Comisión Europea, 2001).

3.2.3. Material y métodos

Dado que todos y cada uno de los elementos que conforman las cuotas son tomados en consideración en un proceso de toma de decisiones no exclusivamente científicas, consideramos preciso examinar el proceso en sí mismo como origen de distorsiones entre el dictamen científico y el resultado de las cuotas aprobadas.

De ahí que, por primera vez, se lleve a cabo un análisis de la evolución del recurso pesquero desde una perspectiva totalizadora como el aquí propuesto. Es decir, en cada apartado, analizamos las recomendaciones científicas efectuadas por ICES, las propuestas realizadas por la Comisión y las cuotas aprobadas por el Consejo para las 39 poblaciones comerciales para las que ICES aporta información científica para el período 1986-2005. Además, reforzamos el análisis de tendencia de sostenibilidad de los stocks

con un segundo nivel de análisis, consistente en la incorporación del resultado de la aplicación de las principales variables de comportamiento de una población: biomasa reproductora³⁴, la mortalidad pesquera³⁵, las capturas³⁶ y las capturas por unidad de esfuerzo³⁷.

En un tercer nivel de estudio, efectuamos un seguimiento de todas las poblaciones comerciales examinando tres índices de sostenibilidad reconocidos por ICES: biomasa reproductora y mortalidad pesquera en relación a los límites precautorios, y la mortalidad pesquera con respecto al máximo rendimiento sostenible. La ejecución material de cada una de las tendencias evolutivas que en este capítulo se muestran para cada especie se ha llevado a cabo de la siguiente forma.

3.2.3.1. Series temporales de variables de abundancia

Elaboramos una serie temporal de (a) las recomendaciones científicas de ICES, (b) capturas, (c) CPUE, (d) mortalidad pesquera, (e) reclutamiento, (f) biomasa y (g) descartes durante 1970-2007 para las siguientes especies: anchoa (*Engrasulis engrasulis*), arenque (*Clupea harengus*), bacalao (*Gadus morhua*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), caballa (*Scomber japonicus*), carbonero (*Pollachius virens*), cigala (*Nephrops norvegicus*), eglefino (*Melanogrammus aeglefinus*), espadín (*Sprattus sprattus*), faneca (*Trisopterus esmarkii*), gallo (*Lepidorhombus boscii* y *Lepidorhombus whiffiagonis*), lenguado (*Lenguado vulgaris*), merlán (*Micromesistius*

³⁴ Es la variable que hace referencia a la cantidad total, en peso, de la porción adulta de una población de peces. También se denomina SSB (Spawning Stock Biomass), biomasa del stock reproductor o biomasa desovante.

³⁵ Es una variable utilizada para medir el porcentaje de individuos de un determinado stock que muere por efectos de la pesca, y depende de la evolución del esfuerzo pesquero. El esfuerzo se obtiene combinando adecuadamente el número de barcos, el tiempo pasado pescando, el tamaño y el tipo de arte utilizado.

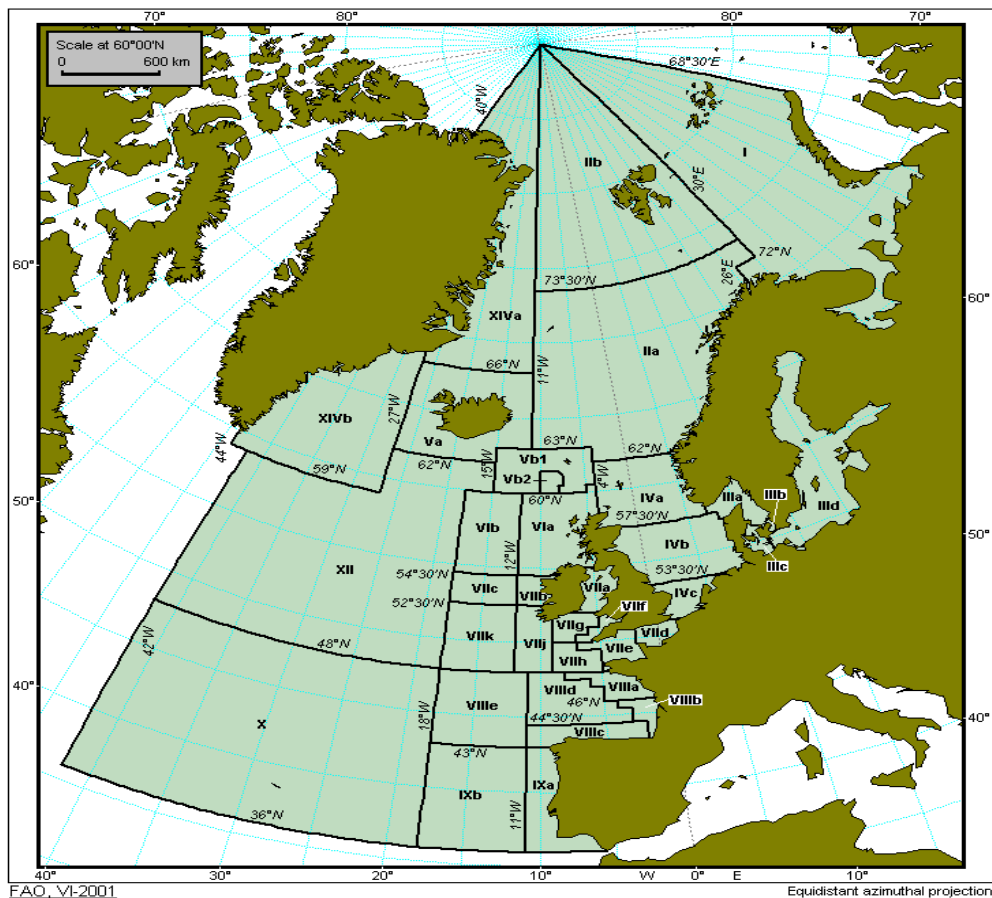
³⁶ Consideradas aquí únicamente como las capturas reportadas, excluyendo las capturas no reportadas y las capturas descartadas.

³⁷ Refleja el rendimiento obtenido en la pesca. Se obtiene dividiendo la captura entre el esfuerzo pesquero ejercido. Se asume, en general, que dicho valor es proporcional a la abundancia y tamaño de un stock.

poutassou), merluza (*Merluccius merluccius*), rape (*L. piscatorius* y *L. budegassa*), y solla (*Pleuronectes platessa*), resultando un total de 303.264 valores integrados e incorporados manualmente en formato *Microsoft Excel*.

3.2.3.2. Áreas de estudio incluidas

Las áreas ICES cubiertas por este trabajo fueron todas las aguas europeas en las que se otorgan cuotas de especies para los buques comunitarios.



Mapa 1. Áreas de pesca del Consejo Internacional del Mar.

Esto es, comprenden las áreas: I-Mar de Barents, IIa-Mar de Noruega, IIb-Spitzberg e Islas de los Osos, IIIa-Skagerrak y Kattegat, IIIb-Sund, IIIb-Sound, IIIc-Belt, IIId Mar Báltico, IVa-Mar del Norte Septentrional, IVb-Mar del Norte Central, IVc-Mar del Norte Meridional, Va-Islas Feroe, Vb-Islandia, VIa-Oeste de Escocia, VIa-Clyde (Escocia Occidental), VIb-Rockall, VIIa-Mar de Irlanda, VIIb-Oeste de Irlanda, VIIc-

Porcupine Bank, VIId-Canal de la Mancha Oriental, VIIe-Canal de la Mancha Occidental, VIIf-Canal de Bristol, VIIg-Sudoeste de Irlanda, VIIh-Little Sole, VIIj-Gran Sol, VIIk-Gran Sol Occidental, VIIa Sur de Bretaña, VIIb-Sur de Vizcaya, VIIc-Norte Noroccidental España, VIId-Vizcaya Central, VIIe-Vizcaya Occidental, IXa-Costa de Portugal, y IXb-Oeste de Portugal.

3.2.3.3. Series temporales de propuestas, cuotas de pesca y acrónimos utilizados

Seguidamente, se ha elaborado una serie temporal de las cuotas propuestas por la Comisión Europea y de las cuotas aprobadas por el Consejo para las especies mencionadas durante el período 1986-2007, en todas las áreas descritas. Esta exhaustiva recopilación nos ha permitido realizar un análisis comparativo de las diferencias entre las propuestas y las cuotas aprobadas, poniendo de relieve el carácter eminentemente político del proceso de adopción de TACs.

En la medida en que las propuestas y las cuotas suelen modificarse a lo largo del año previsto para su aplicación debido a la información actualizada por parte de los científicos de ICES (Comisión Europea, 2009), debimos revisar y recopilar, de forma pormenorizada, las modificaciones de los valores de las cuotas en cada año. Así, por ejemplo, la cuota de arenque (*Clupea harengus*) en la zona II y IV para Reino Unido se incrementó en 40.580 t en 1995; mientras que la cuota de bacalao en la zona IIb para Portugal se redujo en 230 en 1988.

Los acrónimos utilizados en el análisis de cada stock son los siguientes: *SSB*: biomasa reproductora, *Mort. Pesq.*: mortalidad pesquera, *TAC rec.* Recomendación del TAC por los científicos de ICES (en miles de t), *TAC pro.* Propuesta de TAC efectuada por la Comisión Europea (en miles de t), *TAC*. Cuota aprobada (una vez incorporadas las posibles revisiones) por el Consejo (en miles de t), *Dif.* Diferencia entre las cuotas propuestas y las cuotas aprobadas (en miles de t), *Capt.* Capturas y/o descargas de la

especie (en miles de t), *CPUE*. Capturas por unidad de esfuerzo (en miles de t), y *Descartes*: descartes (en t o miles de t)

En el proceso de identificación y selección de especies se han descartado aquellas poblaciones para las que ICES no dispone de al menos una de las variables científicas - recomendación de TAC por ICES, biomasa, reclutamiento, mortalidad pesquera, capturas o capturas por unidad de esfuerzo-, o aquellas en las que no es posible comparar la evaluación de un stock con las cuotas por tratarse de áreas de evaluación y atribución de cuotas distintas; o bien aquellas poblaciones en las que los TAC asignados a la Unión Europea no superan las 5.000 t en el período 1986-2008. La exclusión de estas especies no implica efectuar valoración alguna con respecto a la eficacia de la PPC ni determina el análisis ulterior de las poblaciones que aquí examinamos. Esto nos permitirá evaluar, en qué medida, la política de gestión y conservación ha permitido, o no, una mejora en la conservación de los recursos pesqueros.

3.2.3.4. Cuestiones previas en la evaluación científica de los stocks

Con respecto al asesoramiento relativo al estado biológico de los stocks, es sabido que para que los resultados describan de forma fiable la historia de una población y se asignen las causas de los cambios a factores adecuados, deben tenerse en cuenta una serie de consideraciones:

— No existe una base científica indiscutible, uniforme y única, ya que los científicos conocen con frecuencia las distintas fuentes de incertidumbre en la estimación de los parámetros de las poblaciones (Ludwing *et al.*, 1993; Patterson *et al.*, 2001), planteando varias hipótesis de comportamiento de una población en distintos escenarios (Wise, 1984). Más allá del no menos interesante debate clarificador sobre si es necesario efectuar una reformulación conceptual de la investigación y gestión pesquera (Cunningham y Gréboval, 2004) o reinterpretar la actual crisis de la pesca focalizando

los esfuerzos en el aprendizaje de aquellas pesquerías que han sido gestionadas con éxito (Hilborn *et al.*, 2005), lo cierto es que existe un consenso generalizado en la comunidad científica que estima que la gestión adopte fórmulas basadas en el entendimiento y la cooperación por parte de los actores implicados -investigadores, gestores, industria, sociedad civil, etc.-, con el objeto de aminorar los grados de incertidumbre todavía existentes en la evaluación (Walters, 1998).

— La evaluación científica se enfrenta a diversas incertidumbres como consecuencia de la heterogeneidad en la metodología de recopilación de datos en los puertos, la inexactitud de las estadísticas de capturas, la falta de datos de descartes o a la ineficacia en los mecanismos de inspección y control.

— La mayor parte de los mecanismos tradicionales de gestión están basados en evaluar las poblaciones de peces como unidades separadas (Pauly *et al.*, 2002). Sin embargo, esta forma de gestionar los recursos resulta inadecuada, ante la evidencia de que la visión de este tipo gestión de stocks resulta insuficiente (Hilborn y Walters, 1992). Cada ecosistema presenta una intensa actividad de intercambio de energía y de materiales entre los distintos niveles de la cadena trófica, estableciendo un flujo unívoco de transferencia energética correspondiente a un sistema termodinámicamente abierto. Por ello la gestión por ecosistemas aportará, necesariamente, un nuevo modelo de gestión pesquera.

— La inmigración y la emigración deben ser insignificantes, de lo contrario, la emigración podría interpretarse como mortalidad adicional asignada a la pesca. También es esperable que la mortalidad natural cambie de año a otro como resultado de la variación en la abundancia de depredadores y presas. Además, debe estudiarse el saldo neto entre los factores que contribuyen al aumento (reclutamiento y crecimiento) o

a la disminución (mortalidad natural y pesquera) de una población, ya que su evolución determina el ciclo vital a lo largo del tiempo.

— Debe conocerse la mortalidad natural y ésta debe ser relativamente estable. Normalmente, se asume que permanece constante a lo largo del tiempo, ya que ante cualquier descenso o aumento, los cambios serán atribuidos a la pesca.

— Existen abundantes casos donde se demuestran que los procesos de la dinámica de las pesquerías incluyen otros factores distintos a la pesca (Hannesson, 2007), como la influencia de factores ambientales y la variabilidad climática, ya estudiados en algunas especies comerciales y muy conocidos en pelágicos (Sharp, 1988). La variación de las condiciones hidroclimáticas origina que algunas especies se desarrollen más rápido durante descensos de la temperatura o salinidad, mientras que en otras el proceso se desarrolla de forma inversa. En suma, la comparación de las tendencias entre el reclutamiento, la biomasa, las capturas y la mortalidad pesquera, aportan una perspectiva fiable y robusta de la tendencia de un stock a medio y largo plazo (Comisión Europea, 2001).

3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1. Impacto de los TACs (1): especialización productiva y volatilidad de las cuotas de pesca sobre las previsiones empresariales

Es bien conocido que el estudio de la economía pesquera sigue presentando unas características muy específicas, singulares y diferentes de las demás actividades económicas.

A diferencia de la agricultura en que el recurso se encuentra inmóvil y escasamente influenciado por factores exógenos, la economía pesquera es una ciencia que aborda la gestión de un recurso renovable, agotable, móvil, que no reconoce límites geográficos y

jurídicos y que su crecimiento, evolución y explotación está determinada por aspectos no controlables por los gestores pesqueros tales como el cambio climático o la temperatura y la salinidad de las aguas (González-Laxe, 2001; Pauly y Maclean, 2003).

Esta concepción dificulta la aplicación a corto y medio plazo de los dispositivos de gestión. Por ello, presenciamos desajustes estructurales derivados de la escasez de recursos pesqueros y de la dimensión y potencia de las flotas, de la alta dependencia de determinados núcleos de población costeros en relación con la pesca, de la ausencia de condiciones de competencia semejantes para los agentes económicos, y de una pléyade de situaciones de excepcionalidad y transitoriedad que impiden consolidar las ordenaciones pesqueras de los Estados miembros (Villasante *et al.*, 2008a).

Si se analiza detalladamente, observaríamos varios aspectos. Primero, el reparto de las condiciones de acceso está siendo utilizado como palanca de una distribución desigual entre las oportunidades y posiciones competitivas. El recurso no es comunitario en sentido estricto, ya que existen ciertas áreas a las que solamente pueden acceder unidades productivas de los países más próximos y otras en las que subsiste limitación para el conjunto de la flota comunitaria³⁸. En segundo término, en lo que respecta al reparto de las cuotas de pesca, asistimos a la existencia de unas “preferencias” de las que gozan unos países sobre otros. La última reforma no ha hecho sino prolongar tal situación, tal y como se muestra a continuación (Tabla 18).

Hasta el momento las estimaciones de los TAC no han seguido los mecanismos para la adopción del principio de precaución, y han servido más bien para conducir a una especialización productiva y al mantenimiento de posiciones competitivas dominantes (Penas, 2008). Es decir, la respuesta de la mayoría de las flotas ha sido tratar de enfocar

³⁸ Un ejemplo de ello son las áreas del Mar del Norte donde España y Portugal no pueden operar. En consecuencia, no se tiene en cuenta que el recurso es europeo, sino que todavía se mantienen antiguas concepciones de recursos nacionales con ciertas posibilidades de ser compartidas.

las reducciones de esfuerzo mediante tratamientos homogéneos, no diferenciados y lineales, ya que bajo estos supuestos, aquellos segmentos de flotas beneficiados por las condiciones de acceso y las posibilidades de pesca continuaron siéndolo tras la reforma de 2002 (González-Laxe, 2003).

Por otra parte, un aspecto interesante en el funcionamiento de los TACs consiste en identificar las variaciones y volatilidad de las cuotas asignadas con el objeto de verificar si en el proceso han prevalecido los criterios políticos más que las evaluaciones científicas. En el momento de la aprobación de los TACs, el Consejo de Ministros debe arbitrar entre dos intereses en principio divergentes a corto plazo: los medioambientales, por un lado, y de la industria pesquera, por otro.

Tabla 18. Grado de especialización productiva en función de las cuotas de pesca, 1986-2008 (en t)

Especies	1°	t	2°	t	3°	t	4°	t	5°	t
Arenque	DIN	3.007.110	RUN	1.871.525	ALE	1.697.678	SUE	1.546.389	PAB	1.474.572
Bacaladilla	ESP	1.498.436	RUN	748.749	PAB	619.027	DIN	600.890	IRL	393.000
Bacalao	DIN	1.173.695	RUN	767.301	ALE	501.664	FRA	318.332	SUE	264.164
Caballa	RUN	3.366.434	IRL	1.215.895	PAB	556.242	ESP	497.270	ALE	372.820
Carbonero	FRA	923.606	RUN	299.120	ALE	284.434	DIN	104.930	IRL	56.157
Cigala	RUN	609.201	FRA	189.482	IRL	148.490	DIN	58.275	ESP	48.407
Eglefino	RUN	1.374.376	FRA	254.376	DIN	171.784	IRL	68.342	ALE	64.544
Espadín	DIN	3.331.714	SUE	1.199.981	POL	642.577	EST	252.234	FIN	252.221
F. limanda	RUN	52.179	DIN	12.745	PAB	10.609	BEL	4.633	FRA	3.487
Faneca	DIN	1.198.399	PAB	877	ALE	224				
Gallineta N.	ALE	72.055	POR	15.124	ESP	12.654	LIT	6.767	EST	1.188
Gallo	ESP	230.612	FRA	170.326	RUN	91.135	IRL	61.636	BEL	8.630
Gallineta N.	DIN	93.181	SUE	26.149	PAB	386				
Jurel	ESP	1.004.980	PAB	765.064	POR	616.407	DIN	529.325	RUN	375.299
Lenguado	PAB	279.762	FRA	139.342	BEL	78.648	RUN	52.695	DIN	29.245
Limanda	PAB	141.050	ALE	35.006	DIN	23.336	RUN	19.622	FRA	2.427
Merlán	RUN	615.663	FRA	482.949	IRL	208.479	DIN	190.902	PAB	61.694
Merluza	FRA	485.129	ESP	395.114	RUN	97.682	POR	65.551	DIN	42.294
Mielga	DIN	39.004	FRA	2.089	PAB	1.260	BEL	944	ALE	907
Rape	FRA	437.440	RUN	218.835	ESP	157.178	BEL	51.077	IRL	46.888
Raya	RUN	25.367	BEL	6.609	PAB	5.636	FRA	1.037	ALE	325
Rodaballo	PAB	33.890	DIN	9.563	RUN	9.423	BEL	4.478	ALE	2.447
Solla	PAB	761.832	RUN	622.654	DIN	619.762	BEL	146.375	ALE	115.189

Fuente: Villasante *et al.* (2008a). ALE: Alemania. BEL: Bélgica. DIN: Dinamarca. EST: Estonia. ESP: España. FIN: Finlandia. FRA: Francia. IRL: Irlanda. LIT: Lituania. PAB: Países Bajos. POL: Polonia. POR: Portugal. RUN: Reino Unido. SUE: Suecia.

En razón de este arbitraje, puede autorizar capturas superiores a las recomendaciones científicas para así preservar los intereses inmediatos del sector, o bien determinar reducciones importantes en las cuotas, como tuvo lugar, entre otros, en los casos de bacalao (Kattegat, IIa, Mar del Norte, IIIbcd), merluza (VIIIabd, IIIabcd, Vb, VII, XII, XIV, IIa, Mar del Norte), eglefino (IIa, Mar del Norte, IIIabcd), lenguado (IIa, IV, IIIa, IIIbcd) (Figura 6a-r). Estas decisiones se adoptan sin la ayuda de un instrumento que permita evaluar objetivamente el impacto que tendrán en cada uno de los grupos de interés los niveles de capturas aprobados. Es así como se observa la elevada volatilidad de las cuotas de pesca en las áreas sujetas a TAC.

Este tratamiento se ha convertido en un factor particularmente relevante en la rentabilidad empresarial de las unidades de producción que operan en aguas comunitarias. Si a ello se suma la incertidumbre inherente de explotar un recurso con las características ya mencionadas, las posibilidades de una gestión y planificación del rendimiento económico se reducen ostensiblemente. De esta forma toma especial importancia la relación entre la consideración de los aspectos biológicos, la necesidad de mantener un determinado rendimiento económico y la presión política por parte de los Estados miembros que, como se observa, rara vez han alcanzado un acuerdo satisfactorio en términos de rentabilidad económica de los pescadores (Villasante *et al.*, 2008a). Esto es, resulta preciso que los mecanismos de evaluación y gestión deberían incluir en sus estimaciones las posibles respuestas de los pescadores (Hilborn y Walters, 1992). Éstos enfrentan una situación de crisis cuando sus beneficios procedentes de las capturas se ven disminuidos y alcanzan niveles no aceptables, es por eso que la elaboración de predicciones sobre las capturas por unidad de esfuerzo –y por extensión los beneficios de los pescadores- modificaría los escenarios previstos para los futuros planes de capturas.

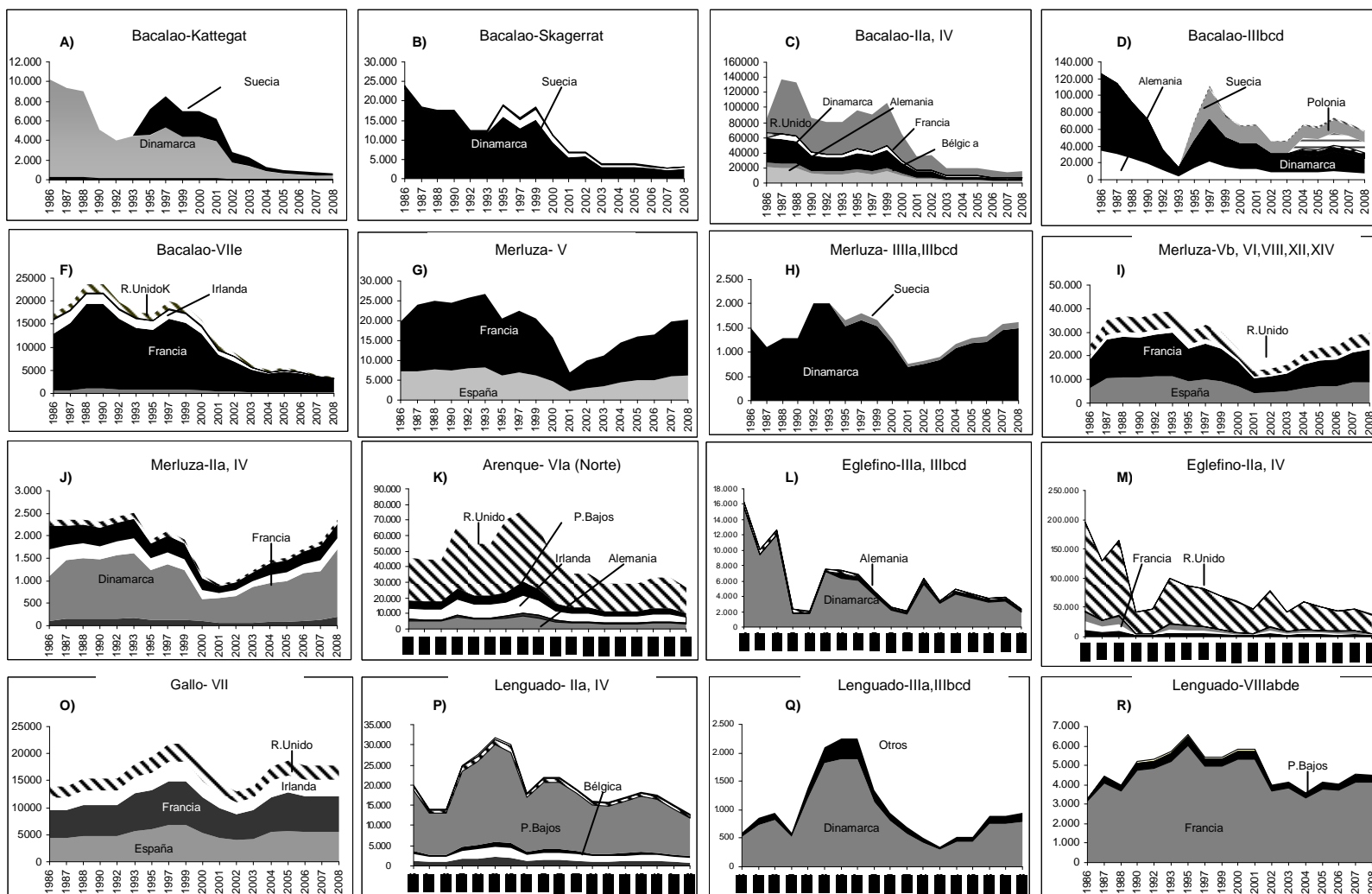


Figura 6. a-r) Evolución de las cuotas de pesca de las principales especies comerciales por Estado miembro en aguas comunitarias en el período 1986-2008. Datos en toneladas. Fuente: Elaboración propia a partir de los reglamentos comunitarios.

3.3.2 Impacto de los TAC (2): relaciones entre las recomendaciones científicas, propuestas de la Comisión y cuotas aprobadas por el Consejo para las especies comerciales

3.3.2.1. Especies pelágicas

Las poblaciones pelágicas sujetas a TAC en aguas comunitarias son: anchoa, arenque, bacaladilla, espadín, capelán, caballa, faneca, jurel y lanzón. Aquí sólo trataremos las poblaciones de anchoa y arenque, con el objeto de describir las implicaciones del funcionamiento de los TACs en los últimos quince años.

Anchoa (Engraulis engraulis)

La anchoa es una especie de vida corta cuyo reclutamiento depende fuertemente de factores ambientales y oceanográficos, y es un recurso explotado por las flotas de España y Francia (Motos *et al.*, 1996). Existen dos poblaciones que pertenecen a las áreas ICES VIII y IXa. En relación a la primera, los TACs oscilaron alrededor de las 30.000 t entre 1990-2005 hasta que, debido a un muy bajo reclutamiento en 2004 y al ineficiente efecto de los TACs, la biomasa del stock sufrió una severa reducción hasta su colapso, lo que obligó al cierre de la pesquería (Comisión Europea, 2007c) (Tabla 19a).

Respecto al funcionamiento de las cuotas, se advierte que las recomendaciones científicas no han sido respetadas por la propuesta de la Comisión. Tampoco las cuotas aprobadas por el Consejo han seguido los valores establecidos por la propuesta, siendo en algunos casos superior a un 130% (1990) o 200% (2004). Por su parte, las capturas descendieron un 1587% entre 1990-2005, lo que a su vez supuso una reducción, aunque de menor magnitud, de las capturas por unidad de esfuerzo.

Arenque (Clupea harengus)

Las poblaciones de arenque representan una muestra adecuada para evaluar la política de conservación sobre pelágicos, debido a la robusta serie estadística existente. Aquí trataremos las poblaciones del área VIa (Norte) y VIId. Es una especie explotada, en orden de importancia, por Reino Unido, Países Bajos, Noruega, Alemania y, en menor medida, Francia.

Influido, en parte, por factores medioambientales, el stock ha reducido la biomasa y la mortalidad por pesca, lo que originó un descenso de las capturas (un 85% desde 1990) y las capturas por unidad de esfuerzo (15%). Además, no siempre las propuestas de cuotas de la Comisión respetaron las recomendaciones científicas, y las cuotas aprobadas por el Consejo superaron en todos los años a las propuestas de la Comisión, que algunos casos supusieron un destacado incremento (29,9% en 1995) (Tabla 19b).

Por otra parte, se desconoce la situación real de la biomasa de la población de arenque del área VIj (Mar Céltico), aunque se estima que se encuentra en un nivel bajo luego de una caída importante entre 1990-2000, y se recomienda la creación de un plan de recuperación para situar al stock por encima de los límites biológicos de seguridad. Otra de las medidas necesarias consiste en reducir la mortalidad por pesca (Tabla 19c).

La situación actual se debe a que las cuotas aprobadas superaron a las propuestas por los científicos en casi todos los años analizados. Si bien desde 1990 los TAC se redujeron de forma importante (34%), esto no evitó una disminución significativa de las capturas por unidad de esfuerzo (59,5%)

3.3.2.2. Especies demersales y bentónicas

Las especies demersales sujetas a evaluación científica por parte de ICES son bacalao, carbonero, eglefino, gallo, lenguado, merluza, rape y solla. Considerando los

criterios adoptados para las poblaciones pelágicas, abordaremos la evaluación del impacto de los TAC sobre algunos stocks de bacalao (IIIbcd, VIIa, VIIe-k, y Kattegat), gallo (VIIIc, IX, X), merluza (stock Norte y Sur), solla (VIIe, IV, VIIa), lenguado (IV, VIIIabde y VIIfg), merlán (VIIe-k) y cigala (VIIIab, VIIIc).

Bacalao (Gadus morhua)

La población de bacalao del Mar Báltico (IIIbcd) se compone de las subpoblaciones de las subdivisiones 22-24 y 25-32. Es un recurso que posee estrechas relaciones tróficas con otras especies, predando sobre pelágicos como espadín y arenque. Esta circunstancia hace que la evolución del stock de bacalao determine la mortalidad pesquera de estas poblaciones. La biomasa y las capturas disminuyeron un 225% y 211% respectivamente desde 1990, debido a la elevada mortalidad pesquera hasta 2002, fecha en la cual comenzó a reducirse de forma importante. En el área 22-24, los descartes continúan alcanzado volúmenes sustanciales (Tabla 19d).

En lo que concierne al stock de bacalao de VIIa (Mar Céltico) cabe señalar que es explotado fundamentalmente por el Reino Unido y Francia, y cuya biomasa disminuyó un 115% por el aumento de la mortalidad del 16,3% entre 1990-2005. En este caso, los TACs tampoco resultaron satisfactorios por cuanto no se siguieron las recomendaciones científicas, casi siempre superadas por las cuotas del Consejo, lo que posteriormente originó una caída de las capturas (104%) y de las capturas por unidad de esfuerzo (144%). Las ratios de descartes pueden ser considerables en las pesquerías de pequeños demersales. El elevado esfuerzo pesquero de los buques que capturan cigala en el Mar Céltico pueden incrementar sustancialmente el volumen de descartes de este segmento de flota (ICES, 2008a) (Tabla 20a).

Tabla 19 Impacto de los TACs sobre las poblaciones de a) Anchoa en área VIII). b) Arenque VIa-Norte. c) Arenque VIJ-Mar Céltico. d) Bacalao IIIbcd-Mar Báltico

Anchoa área VIII (a)													
	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2007
SSB ¹	67,6	102,6	99,4	53,2	51,6	74,1	116,5	100,1	36,5	31,1	37,1	15,1	32,9
Mort. Pesq. ²	0,50	0,57	0,36	0,55	0,55	0,41	0,35	0,31	0,40	0,47	0,33	0,43	0,00
TAC rec.	12,3	-	-	-	-	-	0,0	18,0	33,0	12,5	11,0	5,0	0,0
TAC Prop.(a)	12,3	30,0	30,0	30,0	33,0	33,0	30,2	33,0	33,0	19,8	11,0	5,0	0,0
TAC (b)	30,0	30,0	30,0	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0	30,0	0,0
Dif. (b)-(a)	17,7	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	13,2	22,0	25,0	0,0
Capturas ³	34,2	37,8	40,3	30,1	22,3	27,2	36,9	40,1	17,5	10,5	16,3	1,1	0,1
CPUE	67,8	66,1	110,6	54,7	40,6	65,3	103,9	126,6	43,6	22,1	48,5	2,5	0,0
Arenque área VIa (b)													
SSB	164,4	110,4	105,0	77,0	79,1	87,0	75,3	121,9	137,2	128,1	110,4	88,2	68,8
Mort. Pesq.	0,33	0,27	0,23	0,25	0,48	0,30	0,20	0,23	0,24	0,22	0,21	0,12	0,39
TAC rec.	61,0	62,0	56,0	60,0	28,0	28,0	30,0	30,0	30,0	41,0	30,0	30,1	34,0
TAC Prop.(a)	58,0	47,8	47,8	53,9	75,0	57,6	39,2	29,4	34,3	25,4	28,7	25,5	34,0
TAC (b)	66,9	55,1	55,1	70,1	76,7	64,9	41,3	35,7	35,7	29,3	29,3	29,4	34,0
Dif. (b)-(a)	8,8	7,3	7,3	16,1	1,6	7,2	2,0	6,3	1,3	3,9	0,06	3,9	0,0
Descargas	44,6	28,9	31,7	29,5	35,2	29,7	18,3	24,5	32,9	28,0	25,0	14,1	29,6
CPUE	135,0	107,3	134,0	115,5	73,4	96,5	88,9	106,7	133,2	123,1	125,1	112,1	75,8
Descartes	1,3	0,2	-	-	0,0	-	-	-	-	-	0,12	0,77	-
Arenque área VIJ (c)													
SSB	69,7	59,2	57,4	66,2	51,8	40,7	37,9	35,3	41,5	-	-	-	-
Mort. Pesq.	0,38	0,75	0,46	0,55	0,60	0,94	0,93	0,64	0,26	0,53	-	-	-
TAC rec.	15,0	27,0	24,0	25,0	19,0	20,0	17,5	17,9	11,0	-	11,0	11,0	-
TAC Prop.(a)	15,0	19,8	21,0	21,0	22,0	19,0	29,0	17,9	5,9	4,7	10,7	11,0	9,4
TAC (b)	17,5	21,0	21,0	21,0	22,2	21,0	21,0	19,9	13,0	12,9	12,9	13,0	9,4
Dif. (b)-(a)	2,5	1,2	0,0	0,0	0,2	2,0	1,0	1,9	7,0	8,2	2,2	1,9	0,0
Descargas	18,4	21,1	18,6	23,3	M	18,4	17,1	15,2	7,4	11,5	12,0	10,0	9,6
CPUE	47,8	27,8	40,4	42,3	33,6	19,5	18,3	23,5	28,1	21,5	-	-	-
Descartes	2,5	2,1	1,9	0,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-
Bacalao área IIIbcd (d) ⁴													
SSB	230,4	101,3	129,5	271,0	181,0	113,3	144,4	128,2	99,4	94,6	96,3	70,7	145,9
Mort. Pesq.	1,32	1,31	1,00	0,92	1,32	1,21	1,24	1,37	1,35	1,07	0,75	0,59	0,78
TAC rec.	137,0	133,0	-	-	60,0	98,0	83,6	48,6	36,3	41,8	29,6	38,3	20,5
TAC Prop.(a)	126,0	114,0	80,0	72,0	33,4	13,6	40,3	109,9	75,6	62,7	64,3	45,2	71,0
TAC (b)	126,0	114,0	91,6	71,8	35,5	14,2	71,5	112,4	77,2	65,4	66,0	46,2	71,0
Dif. (b)-(a)	0,0	0,0	11,6	-0,18	0,9	0,6	31,1	2,4	1,5	2,6	1,7	1,0	0,0
Descargas	171,3	72,8	66,4	141,6	132,2	115,1	127,5	125,5	91,8	106,0	67,7	55,2	74,7
CPUE	134,7	58,4	69,8	153,6	106,1	100,0	109,5	94,6	73,3	104,3	98,3	93,5	95,6

Valores en miles de t. Nota: ¹⁻²⁻³ Valores medios para el período. ⁴ Este stock incluye las áreas 22-24 y 25-32. Fuente: Elaboración propia a partir de ICES y reglamentos comunitarios.

En relación al stock del área VIIe-k se produjo una reducción de la biomasa (369%), de las capturas (290%) y de las capturas por unidad de esfuerzo (240%). En ningún caso las propuestas de la Comisión han respetado las recomendaciones de ICES y las cuotas también han sido siempre superiores. Aún más, en algunos casos (2002-2003), las capturas procedentes del área sobrepasaron las cuotas establecidas (Tabla 20b).

Tabla 20 Impacto de los TACs sobre las poblaciones de **a)** Bacalao en la zona ICES VIIa, **b)** Bacalao VIIe-k. **c)** Bacalao IIIa. **d)** Merluza IIa, IV, VI, VII, VIIIab-Stock Norte.

	Bacalao área VIIa (a)												
	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2007
SSB	9,3	7,5	6,4	4,9	5,8	5,1	2,2	3,4	5,2	4,1	4,3	-	-
Mort. Pesq.	1.00	1.27	1.28	0.96	1.33	1.56	1.44	1.34	1.36	1.13	1.19	-	-
TAC rec.	15,3	10,0	10,2	3,9	5,9	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TAC Prop.(a)	15,2	9,9	9,3	5,6	6,2	5,5	1,7	2,1	2,2	1,1	2,1	2,3	1,8
TAC (b)	15,3	10,0	11,0	5,8	6,2	5,5	2,1	2,1	3,1	1,9	2,1	2,1	1,8
Dif. (b)-(a)	0,1	0,1	1,6	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,8	0,7	0,0	-0,2	0,0
Descargas	7,4	7,7	7,5	4,5	5,8	4,7	2,5	4,8	5,3	4,2	3,6	2,1	1,0
CPUE	7,4	6,0	5,8	4,7	4,3	3,0	1,8	3,6	3,9	3,7	3,0	-	-
Bacalao área VIIe-k (b)													
SSB	18,0	8,1	11,0	11,7	12,8	9,6	6,5	7,1	9,4	8,1	4,7	3,8	5,1
Mort. Pesq.	0.93	0.91	0.82	0.79	0.89	1.00	0.90	0.92	0.96	0.94	0.84	0.80	0.58*
TAC rec.	9,2	-	6,5	4,7	7,4	9,2	7,6	4,3	5,3	3,8	0,7	5,2	0,0
TAC Prop.(a)	21,5	18,3	16,8	17,0	17,0	15,6	11,1	6,1	7,4	4,7	3,5	5,5	4,7
TAC (b)	23,6	19,9	17,7	17,2	19,9	18,9	15,9	10,2	8,7	6,2	5,0	5,5	4,7
Dif. (b)-(a)	2,1	1,5	0,9	0,2	2,9	3,3	4,8	4,1	1,3	1,5	1,5	0,0	0,0
Descargas	12,7	9,7	10,4	11,7	12,0	8,5	6,5	8,3	9,3	6,4	3,6	3,1	3,3*
CPUE	13,6	10,6	12,6	14,8	13,4	8,5	7,2	8,9	9,6	6,7	4,3	3,8	5,6*
Bacalao área IIIa (Kattegat) (c)													
SSB	5,4	7,3	7,6	12,0	10,6	6,4	4,1	4,4	3,3	1,8	2,2	1,4	-
Mort. Pesq.	1.42	1.10	0.9	1.21	1.24	1.22	1.28	1.64	1.11	0.95	1.20	-	-
TAC rec.	7,0	-	-	6-7,0	-	6,4	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TAC Prop.(a)	5,1	4,0	4,4	5,2	7,6	7,0	6,0	4,8	2,7	2,3	1,3	1,1	0,7
TAC (b)	5,1	4,0	4,4	7,2	8,5	7,0	7,0	6,2	2,8	2,3	1,3	1,1	0,7
Dif. (b)-(a)	0,0	0,0	0,0	2,0	0,9	0,0	0,9	1,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Descargas	5,9	6,2	7,0	8,1	9,4	6,6	4,8	3,9	2,4	2,0	1,4	1,1	0,6
CPUE	4,1	5,6	7,6	6,7	7,6	5,3	3,7	2,4	2,2	2,1	1,1	-	-
Merluza área IIa,IV,VI,VII,VIIIab (Stock Norte) (d)													
SSB	119,0	97,0	97,0	100,0	103,0	95,0	97,0	106,0	111,0	113,0	127,0	126,0	150,9
Mort. Pesq.	0.38	0.38	0.29	0.42	0.29	0.31	0.32	0.24	0.25	0.26	0.26	0.25	0.21*
TAC rec.	59,0	61,5	-	31,0	54,0	36,0	20,0	0,0	0,0	0,0	13,8	33,0	50,5
TAC Prop.(a)	24,0	24,0	27,1	13,0	21,4	19,8	13,0	4,3	8,9	10,6	10,2	16,8	52,7
TAC (b)	26,0	27,3	28,2	21,8	23,7	21,8	16,6	9,8	10,6	11,8	15,4	16,8	52,7
Dif. (b)-(a)	1,9	3,2	1,1	8,7	2,3	1,9	3,5	5,4	1,6	1,1	5,2	0,0	0,0
Descargas	64,3	56,6	52,1	57,6	42,6	39,8	42,0	37,2	40,4	43,2	46,4	46,6	44,4
CPUE	168,3	145,5	177,2	135,5	142,9	126,3	130,4	152,9	156,6	158,7	178,4	186,4	222,0*
Descartes [§]	1,5	1,7	1,5	1,2	1,8	0,8	0,6	0,5	0,3	-	-	-	-

Valores en miles de t. [§]De 2003 en adelante, no existen estimaciones de descartes. *Datos de 2006. Fuente: Elaboración propia a partir de ICES y reglamentos comunitarios.

La población en Kattegat presenta una marcada reducción de la biomasa (262%), de las capturas (323%) y de las capturas por unidad de esfuerzo (259%), y una elevada mortalidad por pesca que apenas se redujo desde 1990. En este caso, tampoco se siguieron los consejos científicos y las capturas fueron superiores a las cuotas. Además, cabe añadir un problema de envergadura como es el elevado número de descartes, que se estima que oscila en torno al 100% de las capturas oficiales (Tabla 20c).

Merluza (Merluccius merluccius)

Esta especie demersal, a menudo capturada de forma conjunta con otras como cigala, gallo, rape, lenguado, faneca, congrio y cefalópodos en las áreas IIa, IV, VI, VII, VIIIabd (stock Norte) por las flotas de España, Francia, Reino Unido, Dinamarca e Irlanda, entre otros, y en la zona VIIIc, IXa (stock Sur) por España y Portugal, posee un alto valor unitario en los mercados comunitarios.

En el caso del stock Norte, el incremento de la biomasa (6%) parece estar asociado a la reducción de la mortalidad pesquera (49%), lo que posibilitó una mejora del stock a lo largo del tiempo. Sin embargo, ello no ha evitado una reducción de las capturas (37%) desde 1990 en parte porque, con la excepción de 2005, las propuestas de la Comisión no fueron respetadas por el Consejo (Tabla 20d).

El stock de merluza Sur, habitualmente predador de pelágicos como caballa, jurel, y bacaladilla más allá de los 100 m de profundidad, sufrió una reducción de la biomasa (47%), de las capturas (82%) y de las capturas por unidad de esfuerzo (125%), por el incremento de la mortalidad desde 1990 (28,6%). Igualmente, las recomendaciones científicas rara vez han sido respetadas por las propuestas de cuotas fijadas por la Comisión, y las cuotas aprobadas por el Consejo superaron a éstas últimas en la mayor parte de los años. Estimaciones preliminares de descartes indican un valor aproximado de 3000 t en 2007, representando el ~20% del total de descargas (ICES, 2008) (Tabla 21a).

Gallo (Lepidorhombus boscii y Lepidorhombus whiffiagonis)

Esta población está compuesta por las subpoblaciones de *Lepidorhombus boscii* y *Lepidorhombus whiffiagonis*. En el área VIIIc (Oeste de Escocia) ambas son explotadas por las flotas portuguesa y española, siendo también capturadas como *by-catch*.

Tabla 21 Impacto de los TACs sobre las poblaciones de **a)** Merluza en área VIIIc, IXa. **b)** Rape en VIIIc, IX, X, COPACO. **c)** Solla en VIIe. **d)** Solla en IV.

Merluza área VIIIc, IX (Southern Stock) (a)													
	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2007
SSB	19,8	22,0	19,0	12,4	10,2	9,9	11,0	8,0	9,0	7,3	10,5	13,3	15,1
Mort. Pesq.	0.41	0.49	0.39	0.78	0.61	0.54	0.65	0.62	0.58	0.53	0.45	0.57	0.61*
TAC rec.	15,0	10,3	1,0	-	-	9,5	7,7	5,5	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TAC Prop. (a)	20,0	13,8	8,0	8,3	7,8	8,7	8,2	8,8	7,8	6,4	5,0	5,9	6,1
TAC (b)	20,0	16,0	12,0	10,0	9,0	9,0	9,0	9,0	8,0	7,0	6,0	6,0	6,1
Dif. (b)-(a)	0,0	2,1	3,9	1,6	1,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,6	1,0	0,1	0,0
Descargas	11,9	12,8	10,0	11,7	7,6	6,9	7,3	6,3	5,8	5,6	5,8	7,4	10,1*
CPUE	29,1	25,9	27,4	15,0	12,4	12,7	11,1	10,2	10,0	10,4	13,0	12,9	16,5*
Gallo área VIIIc, IX, X, CPACO (b) ¹													
SSB	8,9	6,9	6,8	5,5	5,5	5,3	5,1	4,5	5,1	5,4	5,2	5,6	6,6
Mort. Pesq.	0.57	0.63	0.48	0.43	0.34	0.43	0.38	0.35	0.25	0.28	0.33	0.31	0.26
TAC rec.	-	-	-	-	-	4,8	4,8	4,8	4,3	4,3	3,6	2,3	1,4
TAC Prop. (a)	13,0	14,2	1,7	1,6	6,0	5,0	3,6	4,0	4,0	2,4	1,0	1,0	1,4
TAC (b)	13,0	14,3	8,0	6,0	6,0	6,0	5,0	5,0	4,0	2,4	1,3	1,3	1,4
Dif. (b)-(a)	0,0	0,1	6,2	4,4	0,0	1,0	1,4	1,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0
Descargas	2,9	2,4	1,7	1,8	1,2	1,4	1,2	1,1	0,8	1,0	1,1	1,1	1,2
CPUE	5,0	3,8	3,6	4,2	3,6	3,3	3,3	3,1	3,2	3,5	3,4	3,5	4,6
Solla área VIIe (c) ²													
SSB	4.1	2.8	2.3	1.7	1.8	2.1	2.4	2.1	1.9	2.0	1.8	1.7	2.3*
Mort. Pesq.	0.63	0.62	0.66	0.64	0.52	0.57	0.49	0.51	0.56	0.58	0.65	0.71	0.55*
TAC rec.	10,7	2,0	-	1,4	0,5	1,1	1,1	0,9	0,9	0,5	0,7	0,6	-
TAC Prop. (a)	10,7	9,6	7,7	7,0	6,9	5,7	5,9	5,9	6,3	4,0	3,7	4,8	5,0
TAC (b)	10,7	9,6	8,5	8,0	7,0	7,4	6,5	6,0	6,6	5,9	6,0	5,1	5,0
Dif. (b)-(a)	0,0	0,0	0,8	1,0	0,1	1,7	0,6	0,1	0,3	1,9	2,3	0,3	0,0
Descargas	2,5	1,6	1,4	1,0	1,3	1,2	1,2	1,1	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
CPUE	4,1	2,5	2,1	1,6	2,5	2,2	2,5	2,1	2,2	2,1	1,8	1,6	2,1*
Solla área IV (d) ³													
SSB	378,0	279,8	241,9	206,0	197,7	199,7	223,5	264,8	219,3	233,2	184,2	203,0	215,9
Mort. Pesq.	0.58	0.65	0.64	0.65	0.79	0.67	0.48	0.67	0.64	0.77	0.50	0.43	0.39
TAC rec.	171,0	-	170,0	87,0	80,0	106,0	95,0	78,0	77,0	60,0	-	35,0	32,0
TAC Prop. (a)	176,9	168,7	169,3	41,1	74,1	98,6	94,2	76,5	73,1	70,7	40,8	57,3	50,0
TAC (b)	176,9	169,0	169,0	107,0	87,0	99,0	94,0	77,0	75,0	71,0	59,0	57,0	50,0
Dif. (b)-(a)	0,0	0,0	-0,3	65,9	12,9	0,4	-0,2	0,5	1,6	0,3	18,2	0,3	0,0
Descargas	148,0	117,1	110,3	81,6	71,5	81,1	81,9	70,2	66,5	61,4	55,7	57,9	50,0
CPUE	255,1	180,1	172,4	125,6	90,5	121,1	170,7	104,8	103,9	79,8	111,4	134,7	128,2

Valores en miles de t. ¹El stock incluye las poblaciones de *L. whiffiagonis* y *L. boschii*. ²El TAC corresponde al área de ICES VIIe. ³El TAC corresponde a las áreas de ICES II y IV. [†]Descargas nominales empleadas por el Grupo de Trabajo.*Dato de 2006. Fuente: Elaboración propia a partir de ICES y reglamentos comunitarios.

Esta población presenta un descenso de la biomasa (58%), de la mortalidad por pesca (83%) y de las capturas (156%). La disminución del esfuerzo se debió a los programas de desguace de 96 buques arrastreros escoceses entre 2001-2004. Entre 1999-2001, las cuotas aprobadas han superado las recomendaciones científicas establecidas, y sólo en tres casos las propuestas coinciden con las cuotas adoptadas por el Consejo (Tabla 21b).

Solla (Pleuronectes platessa)

La población de solla de la zona VIIe (Oeste de Escocia) es explotada mayoritariamente por la flota inglesa y francesa en los meses de febrero, mayo, octubre y noviembre, y a menudo es capturada como *by-catch* en la pesquería de lenguado por buques arrastreros. Desde 1990, y como resultado del aumento de la mortalidad por pesca (11%), la biomasa no ha dejado de disminuir (137%), lo que provocó una reducción importante de las capturas (114%). Aunque las capturas se situaron por debajo de lo sugerido por ICES, las recomendaciones científicas han sido sistemáticamente ignoradas por los responsables comunitarios (Tabla 21c).

El stock del área IV (Mar del Norte) es explotado principalmente por la flota holandesa, inglesa, danesa y belga, y manifiesta una notable disminución de la biomasa (86%) y de las capturas (159%) como resultado de la elevada mortalidad que apenas ha fluctuado en los últimos años. La cuota fijada no siempre ha respetado las recomendaciones científicas y en 2004 y 2005 ha sido superada por las capturas. Como corolario de estos pobres resultados, se ha aprobado una zona de restricción anual desde 1995 que tuvo un efecto positivo sobre el reclutamiento, lo que podría favorecer la reducción de los descartes (Grift *et al.*, 2004) (Tabla 21d).

Finalmente, la población del área VIIa (Mar Céltico), dominada por la flota belga, irlandesa e inglesa, manifiesta un incremento de la biomasa (26,7%) y una significativa reducción de la mortalidad pesquera (280%). Se trata de una de las escasas poblaciones donde los TAC han resultado relativamente satisfactorios. No obstante, este escenario no impidió que las capturas se redujeran (166%) y que los descartes aumentaran. Las medidas de protección están actualmente vinculadas al plan de recuperación de bacalao. En lo que respecta a los TAC, cabe señalar que siguen una tendencia de disminución (217%), lo que ha permitido, en parte, que se hayan respetado las recomendaciones

científicas, aunque las cuotas superaron en varias ocasiones las propuestas de la Comisión (Tabla 22a).

Tabla 22 Impacto de los TACs sobre las poblaciones de **a)** Solla en área VIIa. **b)** Lengado IV. **c)** Solla en IV. **d)** Lengado VIIIabd.

Solla área VIIa (a)													
	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2007
SSB	5,7	4,6	4,0	3,8	3,7	3,9	4,1	4,8	5,4	6,6	6,9	7,8	7,6
Mort. Pesq.	0.56	0.72	0.53	0.43	0.49	0.37	0.28	0.30	0.28	0.23	0.14	0.14	0.08
TAC rec.	5,1	3,0	2,8	2,4	-	2,4	2,3	2,4	2,8	1,9	1,6	2,9	6,5
TAC Prop. (a)	5,1	3,0	2,2	2,4	1,8	2,4	1,9	1,5	1,3	1,0	1,1	1,5	1,8
TAC (b)	5,1	3,8	2,8	2,8	2,1	2,4	2,4	2,0	2,4	1,6	1,3	1,6	1,8
Dif. (b)-(a)	0,0	0,8	0,6	0,4	0,3	0,0	0,5	0,5	1,1	0,5	0,1	0,1	0,0
Descargas	3,2	3,2	1,9	1,8	1,8	1,6	1,3	1,4	1,6	1,5	1,1	1,2	0,8
CPUE	5,8	4,5	3,7	4,3	3,8	4,2	4,8	4,8	5,7	6,7	7,9	8,7	10,0
Lengado área IV (b)													
SSB	89,7	76,8	54,8	59,0	28,1	41,9	39,3	30,9	31,8	26,5	40,1	35,9	19,1
Mort. Pesq.	0.45	0.43	0.51	0.53	0.59	0.57	0.6	0.57	0.55	0.55	0.46	0.49	0.43
TAC rec.	25,0	21,0	29,0	28,0	14,6	20,3	19,8	17,7	14,3	14,3	17,9	17,3	10,8
TAC Prop. (a)	25,0	21,0	29,2	22,7	12,0	20,3	19,8	17,7	14,3	13,5	13,5	16,0	15,0
TAC (b)	25,0	27,5	31,7	30,0	18,0	22,0	22,0	19,0	16,0	15,8	17,0	18,3	15,0
Dif. (b)-(a)	0,00	6,5	2,5	7,3	6,0	1,7	2,2	1,3	1,7	2,3	3,5	2,3	0,0
Descargas	35,1	29,3	31,4	30,4	14,9	23,4	22,6	19,9	16,9	17,9	18,7	16,3	14,6
CPUE	78,0	68,2	61,7	57,4	25,2	41,1	37,7	34,9	30,8	32,5	40,7	33,3	33,9
Lengado área VIIfg (c)													
SSB	2,3	2,4	2,4	2,1	1,8	1,8	1,9	3,0	3,9	3,5	3,1	3,0	3,1
Mort. Pesq.	0.64	0.39	0.44	0.63	0.66	0.56	0.35	0.42	0.44	0.57	0.41	0.39	0.32
TAC rec.	1,2	1,1	-	1,0	0,8	0,8	1,1	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	0,8
TAC Prop. (a)	1,2	1,1	1,0	1,0	0,8	0,8	1,1	0,8	1,0	1,2	0,8	0,7	0,8
TAC (b)	1,2	1,2	1,1	1,1	0,9	0,9	1,1	1,0	1,0	1,2	1,0	1,0	0,8
Dif. (b)-(a)	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,3	0,0
Descargas	1,1	0,9	0,9	1,1	0,9	1,0	1,0	1,1	1,3	1,3	1,2	1,0	0,9
CPUE	1,8	2,4	1,8	1,8	1,3	1,8	3,0	2,7	2,9	2,4	2,9	2,6	2,8
Lengado área VIIIabd (d)													
SSB	13,3	16,0	16,6	14,6	13,7	12,7	12,1	10,8	9,9	9,5	10,7	10,9	12,0
Mort. Pesq.	0.46	0.59	0.51	0.55	0.58	0.60	0.61	0.56	0.80	0.47	0.38	0.47	0.45
TAC rec.	5,1	5,0	-	5,4	3,1	5,0	5,8	5,8	0,0	0,0	2,0	4,1	4,4
TAC Prop. (a)	5,1	5,0	5,7	5,4	4,0	5,4	5,8	5,8	2,6	2,0	2,8	4,1	4,5
TAC (b)	5,2	5,3	5,7	6,6	5,4	5,4	5,8	5,8	4,0	4,1	3,6	4,1	4,5
Dif. (b)-(a)	0,1	0,3	0,0	1,2	1,4	0,0	0,0	0,0	1,3	2,1	0,8	0,0	0,0
Capturas	5,9	6,5	6,4	6,2	6,2	5,2	5,7	4,8	5,4	4,1	4,0	4,4	4,2
CPUE	12,7	10,9	12,5	11,2	10,6	8,7	9,4	8,5	6,7	8,6	1,0	9,3	
Descartes	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0	0	-	-	-

Valores en miles de t. Fuente: Elaboración propia a partir de ICES y reglamentos comunitarios.

Lengado (Solea vulgaris)

En el área IV (Mar del Norte) esta especie es capturada en una pesquería mixta de buques arrastreros, mayoritariamente holandeses, belgas, daneses y alemanes, que también explotan solla y otros peces planos.

Los informes científicos indican una relación directa entre la fuerte caída la biomasa (149%) y el mantenimiento de la mortalidad pesquera. De ahí el descenso que supone la caída de las capturas (100%). Además, la reducción de los TAC entre 1990-2005 (36%), las limitaciones del esfuerzo y el incremento de los precios de combustible provocaron que la mayor parte del esfuerzo se concentre en la zona sur del Mar del Norte, donde se encuentra la mayor parte de la población juvenil de solla. Respecto al funcionamiento del TAC, no se han respetado las cuotas recomendadas y las cuotas han sido sobrepasadas en todos los años (Tabla 22b).

El stock de lenguado del área VII_{fg} (Mar Céltico) presenta indicios de una explotación razonablemente satisfactoria, puesto que al aumentar la biomasa (21%) y disminuir de manera considerable la mortalidad pesquera (62%), las capturas (5,7%) y las capturas por unidad de esfuerzo (43%) alcanzan niveles que permiten asegurar la rentabilidad económica de la pesquería y la conservación del stock. En este sentido, los TAC han actuado de forma adecuada, ya que a pesar de la reducción de la cuota (20%) no se advierten diferencias entre las recomendaciones y los TAC que alteren sustancialmente su funcionamiento. En lo tocante a medidas de control del esfuerzo, ciertas zonas del área han sido cerradas desde 2005 con la intención de reducir la mortalidad pesquera sobre el bacalao (Tabla 22c).

La población de lenguado de la zona VIII_{abd} (Golfo de Vizcaya) revela una caída de la biomasa (21%) largamente influida por los cambiantes factores medioambientales, y un aumento de la mortalidad pesquera a lo largo del tiempo (2,5%). Esto ha provocado una notable reducción de las capturas y capturas por unidad de esfuerzo (124-125%). La adopción de TACs restrictivos ha sido superada por las capturas en casi todo el período examinado, particularmente en el año 2002 (Tabla 22d).

Merlán (Merlangius merlangus)

El stock de merlán del área VIIek es explotado sobre todo por la flota francesa, irlandesa e inglesa, y de forma mixta con otras especies tales como la merluza, bacalao o cigala. Esta población presenta un nivel de biomasa relativamente estable en los últimos años, con una destacada reducción de la mortalidad por pesca (67%), lo que ha permitido un incremento de las capturas por unidad esfuerzo (16,5%). Sin embargo, las recientes estimaciones de biomasa y mortalidad son inciertas, debido a la no inclusión del elevado volumen de descartes y a la evolución decreciente del reclutamiento. Igualmente, existe un problema importante relacionado con la infradeclaración de capturas de eglefino en lugar de merlán cuando se han adoptado cuotas restrictivas de eglefino (Tabla 23a).

Cigala (Nephrops norvegicus)

Las dos poblaciones de cigala examinadas son las pertenecientes a las zonas VIIIab (Golfo de Vizcaya) y VIIIc (Cantábrico Noroeste). El stock de cigala de la zona VIIIab parece tolerar el nivel de explotación ejercido en los últimos años. A pesar de que la biomasa se mantuvo en niveles aceptables, la mortalidad por pesca todavía es elevada, sobre todo en los individuos de menor tamaño.

El aumento del número de descartes debería alentar la mejora en la selectividad de las artes empleadas. En lo que respecta al rendimiento de la pesquería, se observa una disminución (25,8%) de las capturas y un ligero descenso (6%) de las capturas por unidad de esfuerzo, superando las cuotas permitidas de los últimos años. A este respecto, los TAC se redujeron prácticamente a la mitad desde 1990, mientras que en lo relativo a las evaluaciones científicas, la evidencia empírica disponible indica que las propuestas han sobrepasado las recomendaciones efectuadas por ICES.

Tabla 23 Impacto de los TACs sobre las poblaciones de **a) Merlán en área VIIe-k. b) Cigala VIIIab. c) Cigala VIIIc.**

Merlán área VIIe-k (a)													
	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2007
SSB	27,5	32,1	46,2	72,3	60,8	38,7	34,3	39,5	40,1	34,8	32,5	27,9	-
Mort. Pesq.	0.96	0.82	0.80	0.57	0.45	0.82	0.77	0.87	0.70	0.49	0.42	0.67	-
TAC rec.	-	8,0	6,6	8,2	7,3	12,4	13,1	13,5	27,7	20,2	14,0	10,6	-
TAC Prop. (a)	19,2	18,5	22,0	22,0	22,4	20,1	17,4	14,8	20,0	20,2	14,1	21,6	19,9
TAC (b)	24,0	22,0	22,0	31,0	27,0	25,0	22,5	21,0	31,7	31,7	27,0	21,6	19,9
Dif. (b)-(a)	4,8	3,5	0,0	9,0	4,6	4,9	5,1	6,2	11,7	11,4	12,8	0,0	0,0
Descargas	14,1	12,4	16,3	22,7	20,5	19,9	14,9	12,9	13,1	10,4	10,0	12,6	8,9
CPUE	14,6	14,9	20,2	39,8	45,3	24,2	19,1	14,7	18,6	20,8	23,6	18,6	-
Cigala área VIIIab (b)													
SSB	9,8	1,0	8,9	9,7	7,8	8,0	7,9	8,3	9,0	9,8	9,2	9,9	-
Mort. Pesq.	0.58	0.69	0.69	0.57	0.52	0.50	0.48	0.54	0.49	0.53	0.48	0.46	-
TAC rec.	-	6,8	6,8	6,8	6,8	4,2	4,2	4,2	2,0	2,2	3,3	3,1	3,6
TAC Prop. (a)	7,5	6,8	6,8	6,8	6,8	5,5	4,2	3,5	2,4	2,2	3,1	3,1	4,3
TAC (b)	7,5	6,8	6,8	6,8	6,8	5,5	4,4	4,0	3,2	3,0	3,1	3,1	4,3
Dif. (b)-(a)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0
Descargas	4,9	5,6	5,1	4,4	3,6	3,2	3,0	3,7	3,6	3,7	3,2	3,6	3,2
CPUE	8,4	8,2	7,3	7,7	6,8	6,3	6,3	6,8	7,4	7,0	6,8	7,9	-
Descartes	1,2	1,5	1,4	1,0	1,0	1,1	1,2	1,5	1,6	1,9	2,1	2,6	2,4
Cigala área VIIIc (c)													
SSB	1,7	1,5	1,3	1,1	0,8	0,7	0,7	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	-
Mort. Pesq.	0.24	0.44	0.33	0.77	0.41	0.25	0.15	0.27	0.30	0.19	0.24	-	-
TAC rec.	-	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TAC Prop. (a)	0,6	0,5	0,8	1,0	1,0	1,0	0,6	0,6	0,3	0,1	0,0	0,1	0,1
TAC (b)	0,8	0,8	0,8	1,0	1,0	1,0	0,8	0,7	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
Dif. (b)-(a)	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Descargas	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	-	0,1
CPUE	1,1	0,9	0,8	0,3	0,5	0,4	0,5	0,5	0,4	0,4	0,3	-	-

Valores en miles de t. Fuente: Elaboración propia a partir de ICES y reglamentos comunitarios.

Desde el nivel actual de mortalidad pesquera triplica los valores recomendados con respecto al MRS, los científicos recomiendan la adopción de un plan de gestión para reducir la mortalidad pesquera. Las estimaciones de descartes son otra fuente de incertidumbre en el estado del stock. El promedio de descartes anuales en el período 1987–2007 fue de 1.700 t, mientras que en 2003–2007 alcanzó el máximo nivel (2.760 t), correspondiendo al 57–79% en número (ICES, 2008) (Tabla 23b).

La población de cigala de la zona VIIIc presenta niveles muy bajos de biomasa por la mortalidad pesquera que no ha disminuido a lo largo del tiempo. Las capturas y las capturas por unidad de esfuerzo descendieron de forma significativa (215% cada una), presentando los niveles más bajos comparado con años anteriores.

Los TACs recomendados tampoco han sido observados y las cuotas aprobadas incluso han duplicado los valores previstos en las evaluaciones científicas, como ha sucedido en el período 1995-1999. Un plan de recuperación conjunto para la merluza y la cigala se encuentra en vigor desde enero de 2006, previendo una reducción de la mortalidad pesquera en relación con el año anterior, con el objeto de recuperar el stock en 10 años (Reglamento del Consejo (CE) N° 2166/2005) (Tabla 23c).

3.3.3. Impacto de los TAC (3): examen de la dinámica de las capturas, capturas por unidad de esfuerzo, mortalidad por pesca, reclutamiento y biomasa

En el apartado anterior hemos realizado un análisis exhaustivo de las implicaciones del proceso de toma de decisiones de los TAC y su funcionamiento en relación a la evolución de las capturas, capturas por unidad de esfuerzo, mortalidad pesquera, reclutamiento y biomasa.

En este apartado efectuamos una segunda valoración, complementaria a la ya expuesta, del éxito del sistema de TAC a partir del examen de 5 de los indicadores más relevantes desde un punto de vista práctico: (i) capturas, (ii), capturas por unidad de esfuerzo (iii), mortalidad por pesca, (iv) reclutamiento y (v) biomasa para todas las especies sujetas a TAC de las que se dispone de información estadística. Hay que resaltar que el examen aislado de cada una de estas variables no garantiza, por sí solo, el éxito o fracaso de una estrategia de gestión, es por ello que efectuamos una valoración conjunta de todas estas variables en un período lo suficientemente largo como para examinar las principales oscilaciones y tendencias (Comisión Europea, 2001).

En ausencia de datos históricos de biomasa, la variable referida a las capturas debería mostrar un adecuado diagnóstico sobre la situación de una pesquería (Hilborn *et*

al. 2003; Worm *et al.* 2006). Sin embargo, las estadísticas oficiales de capturas son, a menudo, poco fiables, fundamentalmente por dos razones. Primero, los registros contemplan el número de peces extraídos del mar, mientras que las estadísticas de descargas son cantidades de pescado comercializado que no incluyen el volumen de descartes (Zeller *et al.* 2006). Mientras que las capturas o descargas representan un índice general, las capturas por unidad de esfuerzo son un indicador individualizado porque muestra una medida de rentabilidad económica entre los beneficios (capturas o descargas) y el coste de las operaciones de pesca (esfuerzo pesquero) (Hilborn y Walters 1992).

Segundo, la elaboración de las estadísticas pesqueras está sujeta a los problemas vinculados al origen heterogéneo de los distintos sectores pesqueros que lo conforman y al diferente tratamiento dispensado al sector en función de su importancia de cada Estado miembro (Zeller y Pauly, 2005; Zeller *et al.* 2006).

3.3.3.1. Dinámica de las capturas

En lo que respecta a la tendencia de las capturas, los datos disponibles indican que de los 39 stocks examinados, 34 sufrieron un descenso de las capturas en el período 1986-2007 (Tabla 24). Las poblaciones de arenque (subdivisiones 22-24 y 25-32), bacalao (VIIIb-k, VIIa, Kattegat, subdivisiones 25-32, Skagerrak, IV, VIIId), carbonero (IV, IIIa, VI), eglefino (IIIa, IV, VIb), faneca noruega (IIIa, IV, VIIa), lenguado (VIIIab), merlán (IV, VIIId), merluza (stock Sur) y solla (IV, VIIa, VIIIfg), son las que experimentan las caídas más pronunciadas.

De las restantes 5 poblaciones, 3 de ellas, caballa (stock combinado), rape (VIIIabde) y lenguado, no manifestaron cambios significativos, mientras que sólo 2 stocks aumentaron el volumen de capturas, lenguado (VIIId) y merlán (VIIe-k). En consecuencia, tomando esta variable como indicador del éxito del sistema de TACs, se

puede observar una acentuada disminución de las capturas en la práctica totalidad de las poblaciones.

3.3.3.2. Capturas por unidad de esfuerzo

En lo que se refiere a las capturas por unidad esfuerzo, se advierte que 26 de las 39 poblaciones analizadas sufren un descenso en todo el período, con reducciones importantes en los stocks de arenque (subdivisiones 22-24, 25-32), bacalao (Kattegat, VIIa, VIIb-k, subdivisiones 25-32, y Skagerrat, IV, VIId), gallo (VII, VIIIabd), lenguado (VIIe), merlán (VIIe-k), merluza (stocks Norte y Sur), y solla (áreas IV, VIIe y VIIfg).

Sólo las poblaciones de arenque (IV, IIIa, VIId), lenguado (VIIfg) y rape (VIIIc, IX) permanecen relativamente estables, mientras que las restantes 10 experimentaron un incremento de las capturas por unidad de esfuerzo. Se trata, sobre todo, de los stocks de bacalao (subdivisiones 22-24), carbonero (IV, IIIa, VI), faneca noruega (IV, IIIa), y lenguado (IIIa). Por tanto, la utilización de la variable capturas por unidad esfuerzo parece confirmar la reducción de los rendimientos económicos obtenidos por las flotas.

3.3.3.3. Mortalidad por pesca

Del mismo modo, si consideramos la ratio mortalidad por pesca para el total de 39 poblaciones, 9 de ellas experimentaron un aumento del esfuerzo pesquero durante 1986-2007, entre las que sobresalen bacalao (subdivisiones 22-34), eglefino (VIa), gallo (VII, VIIIab), merluza (stock Norte) y lenguado (VIIe). En todos los stocks que aumentó la mortalidad por pesca se observa una caída de la captura por unidad de esfuerzo. Las restantes especies se distribuyen entre los stocks que apenas sufrieron cambios (3), que son bacalao (Kattegat), merluza (stock Sur), y lenguado (VIIe, VIIf), y aquellas (26) que disminuyeron la mortalidad pesquera.

Tabla 24 Evolución de capturas, mortalidad pesquera y capturas por unidad de esfuerzo de las especies comerciales en aguas comunitarias (1986-2007)

Stocks	Capturas (t)				Mortalidad pesquera				Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) (t)			
	1986	1996	2007	2007-1986%	1986	1996	2007	2007-1986%	1986	1996	2007	2007-1986%
Anchoa, VIII [§]	7.923	34.373	0.1	-7800,00	0.649	0.551	0.040	-48,17	12.208	62.496	2.5	67,32
Arenque, VIa (Norte)	70.764	26.105	29.616	-136,48	0.506	0.166	0.395	-28,20	139.850	157.259	74.977	-86,52
Arenque, IV, IIIa, VIId	671.488	275.098	406.482	-65,19	0.569	0.403	0.332	-71,38	1.180.120	682.625	1.224.343	3,61
Arenque, Subdivisiones 22-24	191.573	121.266	68.997	-176,81	0.388	0.770	0.465	17,39	493.745	157.488	148.380	-231,75
Arenque, Subdivisiones 25-29,32	240.516	162.578	116.030	-106,81	0.237	0.308	0.159	-40,24	1.014.835	527.851	729.748	-39,06
Bacaladilla, IV, VIId	161.700	74.000	29.100	-82,00	0.905	0.725	0.279	-69,17	178.674	102.069	104.301	-41,62
Bacaladilla, VIIe-k	10.000	18.300	10.000	0,00	1.030	0.452	0.422	-59,02	9.709	42.657	23.697	144,08
Bacalao, VIIe-k	10.475	12.681	4.287	-144,34	0.778	0.903	0.602	-29,23	13.464	14.043	7.121	-89,07
Bacalao, VIa	13.670	12.495	4.499	-203,84	1.019	1.049	0.788	-29,31	13.415	11.911	5.709	-134,97
Bacalao, VIIa [§]	9.819	4.962	3.616	-171,54	0.856	0.993	1.195	28,37	11.471	4.997	3.025	-279,20
Bacalao, IIIa (Kattegat) ^{§*}	9.096	6.126	1.420	-772,93	1.172	0.921	1.207	2,90	7.761	6.651	1.713	-353,06
Bacalao, Subdivisiones 22-24	26.692	50.845	23.736	-12,45	1.727	1.238	1.072	-61,10	15.456	41.070	22.141	30,19
Bacalao, Subdivisiones 25-32	252.558	121.877	50.843	-396,74	1.094	0.963	0.501	-118,36	230.857	126.560	101.483	-127,48
Bacalao, IIIa (Skagerrak), IV, VIId	341.047	204.140	62.588	-444,90	1.019	1.093	0.639	-59,46	334.688	187.801	97.946	-241,70
Caballa, stock combinado ¹	602.201	563.472	579.379	-3,97	0.232	0.254	0.248	6,45	2.595.694	2.218.394	2.336.205	-11,10
Carbonero, IV, IIIa, VI [§]	198.600	115.000	100.404	-90,38	0.825	0.420	0.250	-300,21	240.727	273.810	401.616	127,82
Cigala, VIIlab ^{§†}	5.397	4.118	3.285	-64,29	0.630	0.560	0.480	-31,25	8.567	7.354	6.843	-25,19
Eglefino, IIIa, IV	223.081	156.609	63.226	-252,83	1.200	0.750	0.417	-187,76	140.964	105.568	151.621	7,02
Eglefino, VIIa	24.341	27.793	21.362	-12,24	0.447	0.806	0.502	12,30	54.454	34.483	42.554	-21,85
Eglefino, VIb [°]	18.884	16.428	3.142	-501,01	0.700	0.560	0.150	-366,66	26.977	29.336	20.946	-28,79
Eglefino, VIa [°]	24.341	27.793	16.224	-50,03	0.448	0.807	0.586	23,54	54.333	34.440	27.686	-96,24
Faneca noruega, IV, IIIa [§]	174.300	163.800	5.800	-3.091,97	1.098	0.435	0.020	-4.900,00	158.743	376.552	290.000	45,26
Gallo, VII, VIIIabd ^{§†}	21.248	18.135	18.811	-12,95	0.201	0.305	0.378	46,83	105.711	59.459	49.764	-112,42
Gallo, VIIIc, IX, X ^{3§}	0.891	0.713	0.650	-12,00	0.492	0.369	0.264	-86,36	3.624	3.867	2.462	-47,19
Lenguado, IV [§]	18.201	22.651	14.635	-2,85	0.570	0.704	0.430	-32,55	31.932	32.359	34.034	6,17
Lenguado, IIIa	0.643	1.059	0.542	-20,00	0.389	0.335	0.213	-80,90	1.653	3.161	2.544	35,02
Lenguado, VIIIlab [§]	4.805	5.854	4.275	-14,28	0.502	0.523	0.455	-10,32	9.572	11.193	9.939	3,69
Lenguado, VIIe [§]	1.419	833	0.983	-55,55	0.346	0.249	0.452	23,45	4.101	3.345	2.174	-88,63
Lenguado, VIId [§]	3.932	4.797	4.686	15,21	0.392	0.468	0.408	2,50	10.031	10.250	11.485	12,65
Lenguado, VIIIfg [§]	1.600	995	0.938	-77,77	0.528	0.564	0.328	-66,66	3.030	1.764	2.859	-5,98
Merlán, IV, VIId [†]	161.700	74.000	29.100	-455,67	0.905	0.725	0.279	-224,37	178.674	102.069	104.301	-75,05
Merlán, VIIe-k ^{§*}	10.000	18.300	12.600	20,63	1.030	0.452	0.677	-49,25	9.709	40.487	18.611	47,83
Merluza, IIIa, IV, VI, VII, VIIIab (Norte)	57.100	47.200	44.400	-28,60	0.197	0.345	0.254	25,38	289.848	136.812	174.803	-65,81
Merluza, VIIIc, IX, X, COPACO (Sur) [°]	16.185	8.875	8.821	-83,48	0.463	0.630	0.460	-2,21	34.957	14.087	19.176	-82,29
Merluza, VIIa	24.341	27.793	21.362	-12,23	0.447	0.806	0.502	12,30	54.454	34.482	42.553	-21,85
Rape, VIIb-k, VIIIabde ^{4§*}	23.666	22.141	24.778	4,48	0.283	0.286	0.237	-8,02	37.693	30.536	32.025	-17,70
Rape, VIIb-k, VIIIabde ^{5§*}	8.217	8.092	7.428	-10,62	0.218	0.265	0.198	-10,10	37.692	30.535	37.515	-0,26
Rape, VIIIc, IXa ^{6§*}	8.900	4.600	4.500	-97,77	0.213	0.217	0.272	21,69	41.784	21.198	16.544	-152,56
Solla, IV [§]	165.347	81.673	57.943	-189,47	0.660	0.680	0.390	-100,00	250.526	120.107	148.571	-68,62
Solla, VIIa [§]	4.806	1.707	0.804	-500,00	0.580	0.380	0.086	-525,50	8.286	4.492	9.348	11,36
Solla, VIIe ^{§°}	1.810	1.044	1.260	-49,33	0.485	0.635	0.559	13,23	3.732	1.644	2.254	-65,57
Solla, VIId [§]	6.834	5.393	4.536	-50,66	0.551	0.555	0.500	-10,20	12.403	9.717	9.072	-36,71
Solla, VIIIfg [§]	1.691	0.952	0.510	-220,50	0.525	0.553	0.404	-31,25	3.221	1.722	1.262	-155,22
Número de stocks que aumentan				2				9				10
Número de stocks que disminuyen				34				27				26
Número de stocks que permanecen sin cambios⁷				3				3				3

Fuente: Elaboración propia a partir de ICESFuente: Elaboración propia a partir de ICES. ¹ Este stock incluye las poblaciones del norte, sur y oeste. ² Dato de la población *Whiffiagonis*. ³ Este stock incluye las poblaciones de *L. Whiffiagonis* y *L. boscii*. ⁴ Este stock incluye las poblaciones del sur, norte y oeste. ⁵ *Lophius piscatorius*. ⁶ *Lophius budgassa*. ⁷ Esta categoría incluye aquellos stocks con una variabilidad del $\pm 5\%$ durante 1986-2007. • Dato de 1987. ⁸ Datos de descargas. ° Dato de 2006. * Dato de 2005. † Dato de 2004.

La razón fundamental por la que la mortalidad por pesca no ha descendido de forma significativa en los últimos veinte años se debe, fundamentalmente, a que el Consejo ha aprobado cuotas de pesca que han superado, en algunos casos de manera significativa, tanto las propuesta de la Comisión como las recomendaciones científicas efectuadas por ICES (Comisión Europea, 2009; Penas, 2008).

Por otro lado, es posible que el régimen de TACs no haya sido el mecanismo más apropiado de gestión para las hipótesis de gestión recomendadas, entre otras cosas porque puede existir una elevada variabilidad en el reclutamiento y en la biomasa de una población año tras año, bien por factores ambientales o bien por efectos del cambio climático (Hilborn y Walters, 1992; Agnew *et al.*, 2005; Hannesson, 2007; Cheung *et al.*, 2008a; Allison *et al.*, 2009; Drinkwater *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2009), cada vez más evidentes aunque difícilmente predecibles en los tradicionales métodos de gestión.

La razón de ello estriba en que las capturas deberían reflejar la entrada de nuevos individuos en la pesquería cada año, ya que si el reclutamiento aumenta, también lo harán las capturas, mientras que si el reclutamiento fluctúa, las capturas seguirán una tendencia acorde con estas oscilaciones. Las capturas por unidad de esfuerzo también evolucionarán en el mismo sentido, aunque resulta probable que, en este caso, prosigan una tendencia decreciente al estar condicionada por la influencia de la mortalidad por pesca. En cualquier caso, el reclutamiento de cada población estará influido por otros factores como el crecimiento, la inmigración, la emigración y la mortalidad natural. Es decir, la naturaleza no garantiza el éxito del reclutamiento de un año a otro (Bakun *et al.*, 1982) ni la estabilidad de las poblaciones de un decenio a otro (Folke *et al.*, 2007).

3.3.3.4. Reclutamiento y biomasa

El reclutamiento resulta inherentemente variable y el principal problema de los científicos consiste en establecer si la variación en el tamaño de un stock determinado se debe a alteraciones medioambientales del ecosistema, a la mortalidad pesquera, o bien a ambas a la vez (Csirke y Sharp, 1983; Hilborn y Walters, 1992).

Existe una errónea y extendida creencia que indica que el número de reclutas es normalmente independiente del tamaño del stock adulto. Esta falacia de no relación entre el reclutamiento y el tamaño del stock o desove de la biomasa ha sido recientemente refutada, lo que sugiere una fuerte relación intrínseca entre ambas (Myers, 1997; Grafton *et al.*, 2006).

Por este motivo, la Tabla 25 muestra dicha relación al indicar las tendencias del reclutamiento y de la biomasa de las 39 poblaciones examinadas. De esta manera, en lo que respecta al reclutamiento, 28 stocks han descendido considerablemente en los últimos veinte años, 8 poblaciones manifiestan un aumento del reclutamiento y sólo 2 no presentan cambios significativos. Entre las que aumentan figuran gallo (VII, VIIIabd), lenguado (IIIab y VIIfg), merluza (stock Norte), y rape (VIIb-k, VIIIabde), mientras que la cigala y la merluza (stock Sur) reflejan escasas oscilaciones.

Por último, el otro elemento esencial en la evaluación de la política de conservación es la biomasa reproductora. A este respecto, 25 de las 39 poblaciones de peces para las que existe información científica revelan una tendencia descendiente en el período 1986-2007. Resulta preocupante el estado de la biomasa de todos los stocks de bacalao, merluza (stock Sur) y solla, con los niveles más bajos registrados en los últimos años.

Tabla 25 Evolución de la biomasa y reclutamiento de las especies comerciales en aguas comunitarias

Stocks	Biomasa reproductora (t)				Reclutamiento (individuos)			
	1986	1996	2007	2007-1986%	1986	1996	2007	2007-1986%
Anchoa, VIII	22.911	60.194	32.989	30,54	18.636	62.562	27.202	31,49
Arenque, VIa (Norte)	138.659	123.385	68.816	-101,49	904.610	866.000	596.324	-122,58
Arenque, VIId	70.334	57.567	44.008	-37,43	536.740	330.710	406.410	-24,28
Arenque, IV, IIIa, VIIId	681.317	459.664	976.663	30,21	97.627.750	50.065.160	20.850.000	-368,23
Arenque, Subdivisiones 22-24	291.885	124.469	133.503	-118,79	4.948.600	4.339.120	1.001.595	-394,30
Arenque, Subdivisiones 25-29,32	1.048.615	590.011	726.612	-44,32	12.789.622	15.615.680	14.058.067	9,28
Bacaladilla, IV, VIIId	288.800	202.500	124.500	-56,89	3.923.000	1.044.000	244.000	-93,78
Bacaladilla, VIIe-k	13.454	14.410	5.879	-128,84	3.232	4.784	2.729	-18,43
Bacalao, VIa	18.469	17.576	6.276	-192,27	19.214	5.008	2.377	-708,32
Bacalao, VIIb-k	13.454	14.410	4.733	-64,82	3.232	4.784	2.445	-24,35
Bacalao, VIIa	12.273	5.947	4.339	-182,85	18.601	5.848	1.557	-1.094,66
Bacalao, IIIa (Kattegat)	9.641	4.897	2.271	-324,52	18.217	4.280	0.993	-1.852,51
Bacalao, Subdivisiones 22-24	29.185	36.904	28.097	-3,87	95.640	41.600	20.287	-371,43
Bacalao, Subdivisiones 25-32	399.365	167.132	117.991	-238,47	260.194	115.321	207.764	-25,23
Bacalao, IIIa (Skagerrak) IV, VIIId	109.156	96.414	36.866	-196,08	1.626.329	259.189	118.989	-1.266,78
Caballa, stock combinado ¹	2.345.392	2.304.179	2.532.654	7,38	3.408.110	3.960.550	3.835.910	11,13
Carbonero, IV, IIIa, VI	151.300	157.200	279.918	45,87	287.000	110.000	219.835	-31,05
Cigala, VIIab [†]	954.379	576.530	1.086.669	12,17	9.388	8.676	9.244	1,55
Eglefino, IIIa, IV	238.576	203.676	217.729	-9,57	49.935.672	21.690.035	4.454.262	-1.021,07
Eglefino, VIIa	61.032	37.961	52.620	-13,78	60.103	112.649	50.797	-15,48
Eglefino, VIIb [°]	16.013	25.576	22.167	27,76	110.327	62.582	66.400	-66,15
Eglefino, VIa [°]	61.249	37.961	23.600	-185,70	60.103	112.649	23.400	-158,85
Faneca noruega, IV, IIIa	87.647	296.063	156.421	44,20	157.960	234.709	83.371	-89,15
Gallo, VII, VIIIabd [‡]	77.246	62.969	64.712	-14,58	209.480	258.823	262.166	20,09
Gallo, VIIIc, IX, X ⁵	3.757	2.786	3.316	-13,29	31.398	15.825	14.550	-115,86
Lenguado, IV	34.460	38.477	19.114	-80,14	159.694	49.534	58.512	-174,13
Lenguado, IIIa	2.014	3.601	2.787	25,90	5.149	2.236	4.764	-8,51
Lenguado, VIIIab	11.898	14.155	12.014	1,66	27.822	29.590	22.873	-21,92
Lenguado, VIIe	3.927	3.081	2.427	-62,50	6.450	3.777	3.261	-100,00
Lenguado, VIIId	10.713	12.325	12.647	15,07	25.813	18.923	8.323	210,84
Lenguado, VIIIfg	3.343	2.065	3.177	-6,54	3.146	4.030	5.072	38,00
Merlán, IV, VIIId [†]	288.800	202.500	124.500	-131,96	3.923.000	1.044.000	244.000	-1.507,78
Merlán, VIIe-k*	18.800	70.300	27.900	32,61	133.000	58.000	74.000	-79,72
Merluza, VIIa	61.032	37.961	52.620	-13,78	60.103	112.649	50.797	-15,48
Merluza, IIIa, IV, VI, VII, VIIIab (Norte) [°]	279.300	97.500	129.600	-115,05	194.000	202.000	183.000	-6,01
Merluza, VIIIc, IX, X, COPACO (Sur)	22.614	14.266	14.439	-56,56	95.213	55.272	92.001	-3,37
Rape, VIIb-k, VIIIabde ^{3*}	54.219	48.558	78.989	31,28	17.137	19.940	22.086	22,40
Rape, VIIb-k, VIIIabde ^{4*}	29.920	25.283	27.346	-9,41	13.482	12.937	14.879	9,38
Rape, VIIIc, IXa ⁵	44.380	21.150	16.700	-165,74	-	-	-	-
Solla, IV	369.671	180.379	215.990	-69,30	4.752.574	1.291.065	936.721	-407,69
Solla, VIIa	7.244	4.025	7.676	0,05	14.380	6.779	6.680	-133,33
Solla, VIIe	2.978	1.694	1.636	-62,20	13.617	4.957	4.296	-223,80
Solla, VIIId	10.089	6.592	7.330	-37,63	60.228	30.531	23.146	-160,20
Solla, VIIIfg	2.830	1.814	0.999	-211,11	8.228	3.839	2.907	-183,04
Número de stocks que aumentan				11				8
Número de stocks que disminuyen				25				28
Número de stocks que permanecen sin cambios⁶				3				2

Fuente: Elaboración propia a partir de ICES. ¹ Este stock incluye las poblaciones del norte, sur y oeste. ⁴ Dato para la población *Whiffiagonis*. ³ *Lophius piscatorius*. ⁴ *Lophius budegass*. ⁵ El stock incluye las poblaciones *L. Whiffiagonis* y *L. boscii*. ⁶ Esta categoría incluye aquellos stocks con una variabilidad del $\pm 5\%$ durante 1986-2007. [°] Dato de 2006. * Dato de 2005. [†] Dato de 2004.

Contrariamente, sólo 11 poblaciones experimentaron un incremento de la biomasa en estos años. Se trata, entre otros, de los stocks de arenque (IV, IIIa, VIIId), carbonero (IV, IIIa, VI), eglefino (VIb), faneca noruega (IV, IIIa), merlán (VIIe-k), y rape (VIIb-k, VIIIabde). En resumen, ante un escenario como el descrito de los 5 indicadores más relevantes, no es de extrañar que se alerte de las posibilidades de colapso de numerosas poblaciones pesqueras, de las que muchas de ellas se encuentran fuera de los límites biológicos de seguridad y, en consecuencia, se enciendan las señales de alerta para varios stocks.

3.4.4. Impacto de los TAC (4): estado de las poblaciones comerciales a través de indicadores relacionados con el principio de precaución

3.4.4.1. El principio de precaución

ICES provee información científica relacionada con el principio de precaución en referencia a un número de acuerdos internacionales y códigos de práctica, como el *Capítulo 17* de la *Agencia 21* de la *Conferencia sobre Medio Ambiente y Desarrollo*, el *Acuerdo de Nueva York de 1995*, el *Código de Conducta sobre Pesca Responsable*, el *Convenio sobre Biodiversidad Biológica*, el *Mandato de Yakarta*, la *Declaración de Johannesburgo sobre Desarrollo Sostenible*, y la *Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*.

El principio de precaución ha sido reconocido por el *Acuerdo de Nueva York* como sigue: “*Los Estados deberán ser especialmente prudentes cuando la información sea incierta, poco fiable o inadecuada. La falta de información científica adecuada no se aducirá como razón para aplazar la adopción de medidas de conservación y ordenación o para no adoptarlas*” (Naciones Unidas, 1995).

Para ICES, su operatividad consiste en la determinación de un sistema dual de límites de conservación (puntos de referencia límite) y un número de puntos que representen la incertidumbre del conocimiento científico presente y futuro de las poblaciones.

3.4.4.2. Clasificación de los stocks

Actualmente, ICES clasifica las poblaciones según la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca (ICES, 2007):

- según la biomasa reproductora a) poblaciones “*con total capacidad reproductora*”, equivalente a la anterior categoría “*dentro de límites biológicos seguros*“, y b) poblaciones “*con riesgo de capacidad reproductora reducida*” o “*sufriendo una capacidad reproductora reducida*”, que son expresiones similares a poblaciones “*fuera de los límites biológicos de seguridad*”;
- según la mortalidad por pesca a) poblaciones “*pescadas de forma sostenible*”, equivalente a “*pescadas dentro de límites biológicos seguros*”; y b) poblaciones “*pescadas fuera de los límites de precaución*”, equivalente a poblaciones “*pescadas fuera de los límites biológicos de seguridad*”.

A partir de la información de la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en relación a los límites de precaución, y la mortalidad pesquera en relación al máximo rendimiento, en este apartado hemos tomado en consideración un total de 46 poblaciones para las que se han definido puntos de referencia y de las que ICES dispone de datos para al menos una de estas variables.

3.4.4.3. Estado de los principales stocks

En relación a la evolución de la SSB respecto de los límites precautorios, este indicador es una medida del volumen de biomasa de individuos adultos e indica si el

estado de un stock se sitúa por encima o debajo de los recomendado por ICES. Para esto el indicador apela a tres conceptos.

El término “*acceptable*” significa que el stock presenta un nivel saludable y se encuentra por encima de la biomasa mínima recomendada. El “*aumento de riesgo*” tiene lugar cuando el stock se encuentra por debajo del nivel mínimo recomendado por ICES. El stock no puede todavía clasificarse como colapsado, pero el volumen de individuos adultos ha caído de tal forma que existe riesgo de que la producción se vea reducida. El concepto “*capacidad reproductiva reducida*” significa que el stock está colapsado, y resulta improbable que sea productivo como debería, aunque esto no indica que se extinguirá.

Por su parte, la relación mortalidad por pesca y los límites precautorios es una medida del esfuerzo que se ejerce sobre un stock con la finalidad de determinar si éste es inferior o superior a lo recomendado por los científicos. Este indicador está determinado, según ICES, por las categorías “*acceptable*”, “*aumento de riesgo*” y “*explotación no sostenible*”. El “*aumento del riesgo*” revela que la presión pesquera se encuentra por encima del nivel recomendado por los científicos, mientras que la “*explotación no sostenible*” hace referencia a que la presión por pesca está muy por encima de lo recomendado, y que de continuar explotando el stock a ese nivel resulta probable su colapso, si es que no se encuentra ya en este estado.

La tercera de las variables está vinculada con la relación de la mortalidad por pesca y el máximo rendimiento que se puede extraer del stock. Se trata de un indicador que muestra la medida de la presión pesquera sobre un stock que permitirá, a largo plazo, obtener elevados rendimientos en volumen. Las tres categorías corresponden a: “*por debajo del límite*”, cuando aun existe margen para un mayor esfuerzo de pesca, “*apropiado*”, cuando el nivel de presión es adecuado para alcanzar el máximo

rendimiento a largo plazo y, finalmente, “*sobreexplotado*“, que indica que la presión pesquera es demasiado elevada. Los resultados del estado de las poblaciones comerciales en 2008 se muestran en la Tabla 26. Las valoraciones que se pueden extraer en relación a estos indicadores son las siguientes:

- (i) respecto a la relación entre la biomasa reproductora y el principio de precaución, existen 15 stocks con la “*capacidad reproductiva completa*”, 13 presentan una situación de “*no definido*” o “*desconocido*”, en 9 stocks se advierte un “*aumento del riesgo*”, 8 presentan una “*reducida capacidad reproductiva*”, y en sólo 1 la situación es “*incierto*”,
- (ii) atendiendo al indicador de la mortalidad pesquera con respecto a los límites precautorios, en 17 stocks la situación es “*desconocida*” o “*no definida*”; 17 están siendo explotados de forma “*sostenible*”, en 8 hay un “*aumento de riesgo*” y en 4 la explotación es “*no sostenible*”; y
- (iii) en lo que se refiere al nivel de esfuerzo pesquero y el máximo rendimiento, 35 stocks están “*sobreexplotados*”, en 7 el estado es “*desconocido*” o “*indefinido*”, en 2 el nivel es “*apropiado*” y 2 se encuentran “*por debajo de los límites*”.

Este escenario pone de relieve, nuevamente, la complicada situación en la que se encuentran la mayor parte de los stocks comerciales en la Unión Europea, en particular en lo que respecta al nivel de esfuerzo pesquero, lo que requiere la adopción de medidas de protección para asegurar niveles sostenibles en los próximos años.

Tabla 26 Estado de las poblaciones de peces en relación con puntos de referencia (2008)

Stocks	Estado de las poblaciones (ICES)		
	Biomasa reproductora- Principio de precaución	Mortalidad Pesquera	Nivel esfuerzo pesquero
Anchoa, VIII [§]	Aumento de riesgo	No Sostenible	Desconocido
Arenque, VIa (Norte) [#]	No definido	No definido	Sobreexplotado
Arenque, VIIj	Incierto, pero probablemente en riesgo de reducida capacidad reproductiva	Desconocido	Desconocido
Arenque, IV, IIIa, VIId	Aumento de riesgo	Aumento de riesgo	Sobreexplotado
Arenque, Golfo de Riga	No definido	Sostenible	Sobreexplotado
Arenque, Subdivisiones 22-24	No definido	No definido	Sobreexplotado
Arenque, Subdivisiones 25-29,32	No definido	Sostenible	Subexplotado
Arenque, Subdivisión 30	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Apropiado
Bacaladilla, I-IX, XII, XIV	Capacidad reproductiva completa	Aumento riesgo	Sobreexplotado
Bacalao, VIIe-k	Aumento de riesgo	Sostenible	Sobreexplotado
Bacalao, VIa	Reducida capacidad reproductiva	Desconocido	Desconocido
Bacalao, VIIa	Reducida capacidad reproductiva	No Sostenible	Sobreexplotado
Bacalao, IIIa (Kattegat)*	Reducida capacidad reproductiva	Desconocido	Sobreexplotado
Bacalao, Subdivisiones 22-24	Aumento riesgo	Indefinido	Sobreexplotado
Bacalao, Subdivisiones 25-32	Reducida capacidad reproductiva	Sostenible	Sobreexplotado
Bacalao, IIIa (Skagerrat), IV, VIId	Reducida capacidad reproductiva	Sostenible	Sobreexplotado
Bacaladilla, IV, VIId	Desconocido	Desconocido	Desconocido
Bacaladilla, VIIe-k	Desconocido	Desconocido	Sobreexplotado
Caballa, stock combinado ¹	Capacidad reproductiva completa	Aumento de riesgo	Sobreexplotado
Carbonero, IV, IIIa, VI	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Apropiado
Cigala, VIIIab	No definido	No definido	Sobreexplotado
Eglefino, IIIa, IV	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Eglefino, VIIa [#]	Indefinido	Desconocido	Indefinido
Eglefino, VIb	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Eglefino, VIa	Aumento de riesgo	Aumento de riesgo	Sobreexplotado
Espadín, Subdivisiones 22-32	No definido	Aumento de riesgo	Sobreexplotado
Faneca noruega, IV, IIIa [†]	Aumento de riesgo	No definido	No definido
Gallo, VIIb-k, VIIIabd	Capacidad reproductiva completa	Aumento riesgo	Sobreexplotado
Gallo, VIIc, IX, X ²	No definido	No definido	Sobreexplotado
Jurel, (Stock oeste)	Capacidad reproductiva completa	No definido	No definido
Lenguado, IV	Reducida capacidad reproductiva	Sostenible	Sobreexplotado
Lenguado, IIIa	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Lenguado, VIIIabd	Aumento riesgo	Aumento riesgo	Sobreexplotado
Lenguado, VIIe	Aumento riesgo	No Sostenible	Sobreexplotado
Lenguado, VIId	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Lenguado, VIIfg	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Merlán, IV, VIIId* [#]	No definido	No definido	Sobreexplotado
Merlán, VIIe-k* [#]	Desconocido	Desconocido	Sobreexplotado
Merluza, Stock Norte	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Merluza, Stock Sur	Reducida capacidad reproductiva	No Sostenible	Sobreexplotado
Rape, VIIb-k, VIIIabde ³	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Rape, VIIc, IXa ⁴	No definido	No definido	Sobreexplotado
Solla, IV	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Sobreexplotado
Solla, VIIa	Capacidad reproductiva completa	Sostenible	Subexplotado
Solla, VIIe* [#]	Aumento riesgo	Aumento riesgo	Sobreexplotado
Solla, VIIfg	Reducida capacidad reproductiva	Indefinido	Sobreexplotado

Fuente: Elaboración propia a partir de ICES. ¹ Este stock incluye las poblaciones norte, sur y oeste. ² Evaluación para las poblaciones *Lepidorhombus bosci* y *Lepidorhombus whiffiagonis*. ³⁻⁴ El stock incluye las poblaciones *Lophius budegassa* y *Lophius piscatorius*. [§] Pesquería cerrada desde Julio de 2005. * Dato de 2007. # Dato de 2006. [†] Dato de 2005.

La experiencia obtenida con la pérdida de abundancia de los grandes predadores (Baum *et al.*, 2003; Christensen *et al.*, 2003; Myers y Worm 2003), sumado a los fracasos en la gestión de arenque y caballa en el Atlántico Norte en los 1960s y 1970s, los stocks de bacalao en Nueva Inglaterra en los 1980s y 1990s y el stock de bacalao en Islandia en 1994 (Gulland, 1974; Clark, 1976; Castillo y Mendo 1987; Baird *et al.*, 1992; Garcia *et al.*, 2003), demuestra que la detección e identificación por parte de los biólogos y resolución del problema por parte de los gestores comunitarios resulta, a menudo, tardía. Es decir, en términos biológicos, es inusual que se detecte una situación de sobrepesca hasta que alcanza una dimensión severa, mientras que social y económicamente resulta difícil reducir de forma efectiva la presión pesquera, aun cuando su necesidad haya sido reconocida (Hilborn y Walters, 1992).

3.5. CONCLUSIONES

La política pesquera de la Unión Europea no ha sido concebida y desarrollada con un sentido comunitario o de tendencia a la comunitarización. Se ha constatado en este trabajo que el recurso pesquero no es tratado como un recurso común, ya que existen ciertas áreas a las que solamente acceden ciertas flotas de los países más próximos, y otras en las que subsisten limitaciones para el conjunto de la flota.

El uso del mecanismo de TAC significó, en esta dinámica, la confirmación de un complejo proceso de toma de decisiones de naturaleza eminentemente política sin evaluación del impacto de tales medidas ni sobre el recurso ni sobre los grupos de interés afectados por tales decisiones sobre las capturas.

De las 39 poblaciones comerciales analizadas, la biomasa se redujo en 25 casos (el 64,1%), con reducciones que alcanzan más del 50% en los stocks de arenque, bacalao, eglefino, merlán, merluza, y solla. El reclutamiento descendió en 28 de los 39 casos examinados (69,2%), con una reducción mayor al 75% en 21 stocks, y mayor que el

75% en las poblaciones de bacalao, eglefino, merluza, lenguado, merlán y solla. Todo ello debido a falta de una acción más determinante en la reducción de la mortalidad pesquera.

De las 39 poblaciones, la mortalidad se redujo en 27 stocks (69,2%), mientras que en 9 aumentó y 3 poblaciones no sufrieron modificaciones. Esto es, considerando estos dos últimos casos, en más del 30,7% de los stocks la mortalidad pesquera continuó aumentando o presentando el mismo nivel que hace veinte años.

Incluso en aquellos stocks donde la mortalidad aumentó, se observan variaciones muy significativas donde los incrementos no sólo presentan un crecimiento del 10% sino que existen casos con una progresión alarmante con aumentos que oscilan en torno al 20% y el 46%. Como resultado, las capturas descendieron en 34 de los stocks (87,1%), con casos particularmente sumamente preocupantes donde la reducción de las capturas es mayor al 100%. Se trata de todas las poblaciones de anchoa, arenque, bacalao, carbonero, eglefino, faneca noruega, gallo, la mayor parte de los stocks de lenguado, y merlán.

En un escenario marcado por estas características, la evidencia empírica pone de manifiesto la ineficacia e inconsistencia de la política de conservación y gestión de los recursos pesqueros, desde que la biomasa y el reclutamiento están descendiendo, y se ha producido una destacada disminución de las capturas y de las capturas por unidad de esfuerzo.

CAPÍTULO 4

LA EXPLOTACIÓN, GESTIÓN Y SOSTENIBILIDAD DE LAS PESQUERÍAS DE AGUAS PROFUNDAS

“Deep-water fish resources are generally considered to have high longevity, slow growth, late maturity, and low fecundity. Thus, they have been considered more vulnerable to exploitation than most species exploited on the continental shelf, upper continental slope or in open ocean pelagic ecosystems”.

Telmo Morato *et al.* (2006) Fishing down the deep. *Fish and Fisheries* 7:24-34.

4.1. INTRODUCCIÓN

Los fondos marinos representan los hábitats de mayor longitud de la tierra, cubriendo alrededor de 53% de la superficie de los océanos, desde los polos hasta los trópicos. Los fondos marinos son hábitat oscuros, de aguas frías en los que no existe productividad primaria a través del proceso fotosintético, incluso a profundidades de más de 150 m los niveles de luz se reducen al 1% en comparación con la superficie de los océanos, lo que torna insuficiente para realizar la fotosíntesis (Smith, 2006). Generalmente, se considera que las áreas de los fondos marinos comienzan más allá del margen del límite de la plataforma continental (~200 m), y se extienden hasta la zona abisal alcanzando una profundidad aproximada de 6.000 m.

Existe un consenso generalizado en la comunidad científica en que la sobreexplotación de la mayor parte de las pesquerías mundiales ha originado importantes efectos en los ecosistemas marinos costeros en los últimos años (Pauly *et al.*, 2002; Hilborn *et al.*, 2003). Los datos históricos de capturas y biomasa indican que se ha producido un descenso significativo de la abundancia y diversidad marina (Baum *et al.*, 2003; Myers y Worm, 2003), especialmente de los predadores de los niveles tróficos superiores en la cadena trófica marina (Pauly *et al.*, 1998), originando un efecto de cascada de consecuencias aun desconocidas e impredecibles (Myers *et al.*, 2007; Heithaus *et al.*, 2008).

Con el declive de los principales predadores cuyo hábitat se circunscribe a las plataformas continentales, el incremento de la demanda de pescado y de nuevas tecnologías propició la expansión de las pesquerías hacia zonas cada vez más profundas (Bonfil *et al.*, 1998; Myers y Worm, 2003; Morato *et al.*, 2006; Whitehead *et al.*, 2008).

La expansión de las pesquerías hacia profundidades mayores a 400 m, especialmente fuera de las zonas de jurisdicción costera y en Alta Mar, ha tenido el mayor desarrollo en las últimas décadas y particularmente en los 1990s (Christensen *et al.*, 2003; Smith, 2006). Esto está poniendo en serio riesgo frágiles ecosistemas que, como la colonia de los arrecifes de coral en el banco de Bahama o de *Lophelia*, pueden alcanzar más de 1.800 (Druffel *et al.*, 1995; Pandolfi *et al.*, 2003) y 8.000 años de antigüedad, y están considerados como los organismos vivos más longevos de la tierra (Mikkelsen *et al.*, 1982).

La actual y aun escasa evidencia científica sobre la situación biológica de las pesquerías de aguas profundas indica que existe un gran número de especies que están siendo explotadas por debajo de los niveles sostenibles recomendados (Koslow *et al.*, 2000; Watson y Morato, 2004; Devine *et al.*, 2005), situando en primer plano de debate la necesidad de conservar este tipo de recursos (Sadovy y Cheung, 2003; Morato *et al.*, 2006; Comisión Europea, 2007). Incluso, la situación de sobreexplotación e incertidumbre respecto al conocimiento científico de estas especies es tal que Glover y Smith (2003) se atrevieron a pronosticar que resulta bastante probable que todas las pesquerías comerciales presentes en 2003 llegarían a extinguirse en 2025.

Pero, independientemente de las tendencias y del tipo y naturaleza de las predicciones realizadas, lo cierto es que el grado de vulnerabilidad de estas especies a la actividad humana es extremadamente alto y los perjuicios a los ecosistemas son aun desconocidos. De hecho, la mayor parte del desarrollo de las pesquerías comenzó antes de que se dispusiera de información biológica básica esencial para la gestión pesquera de estos recursos. Así, existía escasa información sobre la biología del granadero (*Coryphaenoides rupestris*) en los 1960s, y sólo en 1997 se confirmó que se trataba de una especie de vida larga, de maduración lenta y vulnerable a la sobreexplotación (Kelly

et al., 1997). Esto es, todavía se sabe relativamente poco acerca de la biodiversidad en los fondos marinos (Whitehead *et al.*, 2008), y resulta todavía menos claro cómo las perturbaciones de los ecosistemas marinos podrían responder ante cambios abruptos de las temperaturas de los océanos (Folke *et al.*, 2004).

Por otra parte, la pesca en la zona de Alta Mar, entendida como el área de aguas internacionales que se sitúa más allá de los límites de las Zonas Económicas Exclusivas (ZEEs), también ha experimentado un crecimiento destacado (Gianni, 2004). En términos generales, estas aguas cubren una superficie aproximada de 218,7 millones de km², lo que equivale al 61% de la superficie de los océanos, y al 43% de la superficie terrestre (SAUP, 2008). La zona de Alta Mar destaca por soportar extensas y rentables pesquerías comerciales de túnidos, tiburones, pez espada, otros peces pelágico-oceánicos, y otras especies transzonales como los demersales (*Merluccius capensis* y *Merluccius hubbsi*) y los cefalópodos (*Illex argentinus* y *Logilo gahi*) (Worm y Vanderwaag, 2007). Debido a ello, recientemente se ha formulado la imperiosa necesidad de revisar y mejorar los actuales sistemas de gobernanza de este tipo de pesquerías (Lodge, 2003), incluso planteando la oportunidad de crear reservas marinas no sólo en las ZEEs sino también en Alta Mar (Sumaila *et al.*, 2008).

4.2. OBJETO DE ESTUDIO

Globalmente se ha llevado a cabo la cuantificación tanto de la evolución de las capturas mundiales (FAO, 2008) como la expansión de las pesquerías de aguas profundas (Morato *et al.*, 2006), así como de los casos localizados de ejemplos en Rusia, Estados Unidos, Canadá, Nueva Zelanda, y Australia (Koslow *et al.*, 2000). No obstante, falta por abordar un completo examen cuantitativo y cualitativo de la expansión geográfica de la flota europea en todo el mundo, objeto principal de este capítulo.

Las razones para la realización de este trabajo son numerosas, relevantes y lógicamente demostrables. Primero, de acuerdo a la escasa evidencia científica disponible, la creciente explotación de los recursos pesqueros en aguas profundas requiere de una adecuada regulación, pero ante todo, un conocimiento previo de las especies capturadas y las zonas de captura de la flota.

Segundo, en la actualidad, existe un número muy reducido de investigaciones cuantitativas y cualitativas vinculadas con las pesquerías de aguas profundas, por lo que aquí realizaremos una contribución a la mejora del conocimiento científico de estos recursos.

Tercero, existe otro aspecto de singular relevancia, como es el hecho que la flota pesquera europea constituye uno de los actores de pesca a distancia de mayor peso y más activo del mundo. Además, se desconoce el funcionamiento real de la flota europea más allá de las ZEEs de los territorios comunitarios y en relación a las pesquerías de aguas profundas.

Cuarto, en la medida en que la flota europea opera en todos los océanos, ceñirse sólo al estudio de las implicaciones de la política pesquera comunitaria en aguas europeas significa reducir de manera ostensible sus alcances y efectos.

Quinto, este trabajo está inspirado en la reciente publicación de Morato *et al.* (2006) que demuestran el aumento de la explotación de especies cada vez más longevas y de mayor profundidad en todos los océanos, por lo que resulta extremadamente interesante comparar los resultados obtenidos por Morato *et al.* (2006) con la tendencia de la flota europea.

Por último, en este capítulo procuramos poner de relieve las posibles vinculaciones y derivaciones existentes entre la política de reestructuración de la flota europea, y los niveles de explotación de las especies de fondo y de aguas profundas.

Por tanto, los objetivos específicos de este capítulo son (a) describir la actual regulación de las pesquerías de aguas profundas a nivel internacional y su materialización en la política pesquera comunitaria, (b) identificar las especies de aguas de fondo y de aguas profundas que captura la flota comunitaria en todo el mundo, (c) indagar, a través del análisis de la profundidad media de las capturas, si se ha producido una expansión de la flota comunitaria hacia especies más profundas, (d) medir la vulnerabilidad de los recursos marinos capturados, empleando la longevidad media como principal índice de vulnerabilidad.

4.3. LAS ESPECIES DE AGUAS PROFUNDAS

4.3.1. Definición

Las definiciones sobre las pesquerías de aguas profundas difieren geográficamente, si bien de forma convencional se considera que son aquellas especies que habitan más allá de los límites de la plataforma continental y a una profundidad superior a los ~400-500 m (Koslow *et al.*, 2000; ICES, 2007). Sin embargo, cabe destacar que algunas especies como el reloj anaranjado (*Hoplostethus atlanticus*) y los oreos (*Allocyttus niger*, *Neocyttus rhomboidalis*, *Pseudocyttus maculatus*) suelen encontrarse entre los ~600-1.800 m; mientras otras especies habitan en profundidades muy superiores como la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) a ~1.300 m, bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) ~1.700 m, tiburón jaquetón (*Carcharhinus falciformis*) ~2.000 m o granaderos (*Macrourus* spp.) ~2.785 m, entre otros (Froese y Pauly, 2008).

4.3.2. Características

Fishbase reporta más de 1276 especies batipelágicas, 2103 batidemersales y 798 especies clasificadas como de aguas profundas asociadas a montañas submarinas (Froese y Pauly, 2008). Son especies que se caracterizan por una elevada longevidad (~100 años), crecimiento lento, baja fecundidad, extremada madurez tardía (~15-25 años), largos períodos de reclutamiento y elevada vulnerabilidad al impacto de las actividades humanas y de los cambios ambientales de los ecosistemas (Koslow *et al.*, 2000; Morato *et al.*, 2006).

Se trata, en consecuencia, de uno de los últimos refugios de conservación de la biodiversidad marina, en particular de aquellos ecosistemas de corales marinos especialmente frágiles y vulnerables. Además, estudios genéticos han demostrado que a pesar de su diversidad geográfica, las poblaciones presentan caracteres genéticos distintos a escalas oceánica, regional y subregional. De esto se infiere que la adopción de planes de recuperación basados en la inmigración resulta improbable.

Por otra parte, los modelos de simulación advierten de la baja resiliencia de las poblaciones de los montes submarinos, alertando que una ratio de capturas anual superior al 5% resulta no sostenible (Morato *et al.*, 2004), demostrando que este tipo de poblaciones presenta niveles de explotación extremadamente bajos, pudiendo no ser económicamente rentables a largo plazo (Morato *et al.*, 2004).

Normalmente, las pesquerías de aguas profundas ocurren sobre y/o más allá de la plataforma continental y sobre las montañas submarinas. Entre las primeras destacan brosmio (*Brosme brosme*), granadero azul (*Macronus novaezelandiae*), halibut negro (*Reinhardtius hippoglossoides*), maruca (*Molva molva*), y maruca azul (*Molva dypterygia*), entre otras.

Por ejemplo, la maruca habita en el Noroeste y Nordeste del océano Atlántico entre los 100-400 m; la pesquería permite unas capturas que oscilan en torno a 5-6 mil t desde 1970, aunque recientemente ICES alertó del serio declive de las capturas por unidad de esfuerzo (ICES, 2005).

Entre las especies cuyo hábitat son las montañas submarinas destacan el reloj anaranjado con una extensa distribución en los océanos Atlántico Norte, Índico y Pacífico sur, cuya mayor abundancia se sitúa entre los 750-1000 m. Esta pesquería se ha desarrollado en Nueva Zelanda, al sudeste de Australia, Namibia, y Chile, y las capturas procedentes de estos hábitat aumentaron del 30% al 80% del volumen total entre 1985-1995, manteniéndose alrededor del 60-70% en los últimos años (Clark, 1999).

4.4. REGULACIÓN DE LAS PESQUERÍAS DE AGUAS PROFUNDAS Y DE ALTA MAR

En la actualidad existe un conjunto de normas internacionales, iniciativas y procesos que procuran regular los cambios y las necesidades de las pesquerías de aguas profundas y de Alta Mar. Las disposiciones claves se encuentran tanto en UNCLOS, en vigor desde 1994; en el *Acuerdo de Nueva York de 1995*, plenamente aplicable desde el año 2001; así como en las iniciativas de FAO.

4.4.1. Naciones Unidas

4.4.1.1. La gestión de los recursos en Alta Mar

El problema de la gestión y conservación de los recursos pesqueros en Alta Mar, escasamente presente en las discusiones y negociaciones de la firma de UNCLOS, adquirieron el status de severo problema en la década de los 1990s (Kaitala y Munro, 1997), a pesar de que tales pesquerías aportan más del 10% del suministro de pescado mundial (FAO, 1994). Sin embargo, el análisis de los datos de Sea Around Us (SAUP)

revelan que las capturas de especies oceánicas se han multiplicado por 10 desde 1950, desde 1,89 millones de t a 12,9 millones de t en 2004, lo que aceleró, desde entonces, la necesidad de gestionar eficientemente estas pesquerías³⁹.

La III Conferencia de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar ha significado una gran contribución al desarrollo de los principios que gobiernan la conservación y gestión de los recursos del mar. Estos principios se refieren, principalmente, a las actividades pesqueras que tienen lugar en la ZEE y en Alta Mar. El régimen de pesca en Alta Mar previsto en UNCLOS, que ha dejado de ser absoluto y posee un carácter relativo, descansa en el apartado 1 del art. 87 que establece la libertad de pesca en Alta Mar, pudiendo ejercerla tanto los Estados ribereños como los Estados sin litoral.

Ahora bien, el hecho que en esta zona no puedan ejercerse derechos soberanos no significa que la Alta Mar sea una zona que escapa del derecho, puesto que todas las embarcaciones que se encuentren en dicha zona están sujetas a la jurisdicción del Estado de pabellón y que en el ejercicio de la pesca en la zona deben respetarse una serie de obligaciones. El régimen de la pesca en Alta Mar previsto en UNCLOS se articula, asimismo, sobre la base del art. 116 que determina que todos los Estados tienen derecho a que sus nacionales se dediquen a la pesca en Alta Mar con sujeción,

”i) their treaty obligations, ii) the rights and duties as well as the interests of coastal states provided for in Article 63, paragraph 2, and Articles 64 to 67, and iii) the dispositions of this section”.

Si bien el inciso (ii) de esta disposición es el que ha suscitado mayores problemas de interpretación, lo cierto es que el párrafo 2 del art. 63 estipula que cuando una misma población se encuentre tanto en la ZEE como en un área adyacente a ésta, el Estado ribereño y los Estados de pesca a distancia procurarán, directamente o por conducto de

³⁹ Ver, para más detalle, el Apéndice 4 que contiene información de las capturas mundiales en las zonas FAO de Alta Mar.

las organizaciones subregionales o regionales apropiadas, acordar las medidas necesarias para la conservación de esas poblaciones. Así, el ejercicio de la libertad de pesca en Alta Mar se consagra como un derecho condicionado toda vez que el derecho a pescar en Alta Mar se subordina a las obligaciones pertinentes en materia de conservación. Incluso, para algunos autores, el art. 116 parece reconocer la existencia de un interés especial por parte de los Estados ribereños respecto a determinadas poblaciones o grupo de poblaciones (Orrego Vicuña, 1994).

Por su parte, el art. 118 de UNCLOS establece que "*States shall cooperate with each other in the conservation and management of living resources in the areas of the high seas. States whose nationals exploit identical living resources, or different living resources in the same area, shall enter into negotiations with a view to taking the measures necessary for the conservation of the living resources concerned. They shall, as appropriate, cooperate to establish subregional or regional fisheries organizations to this end*" (Naciones Unidas, 1982).

4.4.1.2. El Acuerdo de Nueva York de 1995

A pesar de los esfuerzos realizados UNCLOS en aras de regular todas actividades que se desarrollan en el mar, aun persisten importantes problemas en lo relativo a la regulación jurídica de los recursos pesqueros en Alta Mar, toda vez que las normas adoptadas por UNCLOS o bien no son excesivamente claras o bien no resuelven de manera satisfactoria la totalidad de la casuística posible (Orrego Vicuña, 1994), de tal forma que el ordenamiento jurídico internacional se encuentra, en cierta medida, en vías de formación.

Tratando de solventar parte de estos problemas el *Acuerdo de Nueva York de 1995* alcanzó el status de norma internacional en 2001. En lo que concierne a sus objetivos y procurando dar solución a los problemas señalados en el *Capítulo 17* del Programa 21

aprobado por la UNCED, el Acuerdo tiene como finalidad asegurar la conservación a largo plazo y el uso sostenible de las poblaciones de peces transzonales y altamente migratorias.

El ámbito de aplicación espacial establece como criterio general, su aplicación a las poblaciones de peces transzonales y altamente migratorias que se sitúen fuera de las zonas sometidas a jurisdicción nacional, sin perjuicio de la aplicación del principio de precaución y de la compatibilidad de las medidas de conservación y ordenación entre los Estados costeros y los Estados de pesca a distancia, que se aplicarán también a la conservación y ordenación de estas poblaciones dentro de las zonas sometidas a la jurisdicción nacional; todo ello claro está, sin que ninguna de las disposiciones del Acuerdo se entiendan en perjuicio de los derechos y deberes establecidos por UNCLOS, debiendo ser aplicadas e interpretadas en el contexto y de manera acorde con ella (Naciones Unidas, 2001).

Por su parte, el Acuerdo en examen establece que los Estados ribereños y los Estados de pesca a distancia deberán aplicar todo un conjunto de principios generales, entre ellos, la adopción de medidas de conservación basadas en los datos científicos más fidedignos tendentes a promover el aprovechamiento óptimo de los recursos, aplicar el principio de precaución, evaluar los efectos de la pesca y de otras actividades sobre las poblaciones objeto de pesca, reducir al mínimo la contaminación, los desechos, las capturas accidentales, proteger la biodiversidad en todo el medio marino, reducir el exceso de la capacidad pesquera y considerar los intereses de los pescadores artesanales y de subsistencia (Naciones Unidas, 1995).

Otra cuestión fundamental surgida del Acuerdo es el concepto de compatibilidad entre las medidas de conservación y gestión adoptadas en la zona económica exclusiva y en Alta Mar. El art. 7 requiere la compatibilización de las medidas de conservación y

de ordenación referida a las poblaciones transzonales y altamente migratoria. Para las primeras los Estados ribereños y los Estados que pesquen esas poblaciones en el área adyacente de alta mar procurarán, directamente o por conducto de los mecanismos de cooperación previstos en la Parte III del Acuerdo, acordar las medidas necesarias para la conservación de esas poblaciones (Naciones Unidas, 1995).

En lo que concierne a las poblaciones altamente migratorias y a diferencia de las medidas de carácter potestativo previstas para las poblaciones transzonales, ambas partes cooperarán con miras a asegurar la conservación y promover el objetivo del aprovechamiento óptimo de estas poblaciones. Asimismo, el Acuerdo estipula la obligación de cooperar para lograr que las medidas que se adopten sean compatibles considerando, a tal fin, una serie de medidas y factores (Naciones Unidas, 1995).

Desde la entrada en vigor del Acuerdo se han creado dos nuevas organizaciones regionales de pesca, a saber, la *Comisión para la conservación y ordenación de las poblaciones de peces altamente migratorios del Pacífico occidental y central* y la *Organización de Pesquerías del Atlántico Sudoriental*, mientras que la *Comisión Interamericana del Atún Tropical*, revisó su convención a fin de recoger e incorporar las disposiciones del Acuerdo. Además, dos organizaciones regionales de ordenación pesquera como la *Comisión de Pesquerías del Atlántico Nordeste* y la *Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste*, están llevando a cabo exámenes exhaustivos en relación con las disposiciones del Acuerdo (Naciones Unidas, 2006). Nótese, también, que en la actualidad se encuentra en discusión y negociación la creación de la *Organización Regional de Pesca del Pacífico Sur meridional*, para mejorar las medidas de gestión de los arrastreros que faenan en Alta Mar (Worm y Vanderzwaag, 2007; Naciones Unidas, 2008, 2008a).

La revisión de la Conferencia sobre la implementación del *Acuerdo de Nueva York de 1995*, celebrada en mayo de 2006, alentó a los Estados parte para que apliquen los principios generales del mismo a las poblaciones de Alta Mar, realizando numerosas recomendaciones para el fortalecimiento de los mecanismos de gestión. En particular deben focalizarse, de manera urgente, en la modernización de los mandatos de las ORPs a la luz del enfoque y principios ecosistémicos, de tal manera de incluir algunos elementos de evaluación independiente y el desarrollo de buenas prácticas (Naciones Unidas, 2006). La próxima reunión, que reanuda las sesiones de revisión de la Conferencia, se celebrará en una fecha no posterior a 2011, para lo cual los Estados parte disponen de cinco años para presentar y discutir los resultados alcanzados.

4.4.2. Las iniciativas de FAO

4.4.2.1. El Código de Conducta de Pesca Responsable y los Planes Acción Internacional (PAIs)

FAO ha adoptado diversas iniciativas para aprobación de mecanismos de protección y conservación de los recursos en Alta Mar. Estos instrumentos, considerados como “*soft-law*” en términos jurídicos, constituyeron un destacado avance en esta materia. FAO inició en 1993 una ronda de negociaciones que culminó en la aprobación del Acuerdo para promover la aplicación de medidas internacionales de conservación y ordenación por los buques pesqueros que pescan en Alta Mar. El acuerdo busca promover la cooperación, entre otros aspectos relevantes, en la inspección y control de los buques en Alta Mar (FAO, 1995).

En consonancia con el *Código de Conducta sobre la Pesca Responsable* se aprobaron cuatro Planes Internacionales (PAIs) que, con distintos objetivos, tratan de reducir la sobrepesca: (a) Plan de la captura accidental de aves marinas en la pesca con

palangre (*PAI-Aves marinas*), (b) Plan internacional de acción para la gestión de la capacidad pesquera (*PAI-Capacidad*); (c) Plan de acción internacional para prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (*PAI-INDR*); (d) Plan para la preservación y explotación racional del tiburón (*PAI-Tiburón*).

El *PAI-Aves marinas* urge a la adopción de medidas nacionales para evitar la captura directa o indirecta de aves marinas en aguas nacionales y Alta Mar. Cabe destacar que los albatros están considerados como una de las familias de aves más amenazadas del mundo, y en 2008, 18 de las 22 especies de albatros estaban catalogadas como amenazadas de extinción, 3 amenazadas y 3 como críticamente amenazadas (FAO, 2008a). En particular, se ha documentado el severo incremento de la mortalidad por el uso de artes de arrastre (Baker *et al.*, 2007) y palangre (Uhlmann *et al.*, 2005). Sin embargo, se puede afirmar que, en general, los resultados obtenidos de este plan han sido escasamente satisfactorios (FAO, 2008).

El *PAI-Capacidad* persigue contribuir al alcance de una ordenación pesquera eficiente, equitativa y transparente de la capacidad pesquera como medio para mejorar la ordenación de las pesquerías nacionales. La mayor parte de los Estados han adoptado medidas para el control de la capacidad como la reducción de las subvenciones, la congelación del número de buques y otras medidas de ordenación pesquera más generales (FAO, 2004). A pesar de ello, la aplicación del *PAI-Capacidad*, para el cual se fijó como fecha límite de cumplimiento el año 2005 en el *Plan de Aplicación de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible*, dista mucho de haberse llevado a término (Naciones Unidas, 2006).

El *PAI-INDR* adoptado en 2001, tiene como finalidad detener la pesca ilegal, no reglada y no reglamentada (IUU, siglas en inglés) que a nivel mundial impide la recuperación de los stocks y ecosistemas sobreexplotados (Agnew *et al.*, 2005b; MRAG,

2005; Beddington *et al.*, 2007). Las estimaciones realizadas indican que el valor total de las pérdidas mundiales derivadas de la pesca IUU oscilan en torno a 10-23,5 mil millones de dólares anuales, representando entre 11 y 26 millones de toneladas (Agnew *et al.*, 2009). Los países en vías de desarrollo son los más desfavorecidos, ya que el Oeste de África concentra más del 40% de estas capturas ilegales. Estas prácticas son comunes en las reservas marinas de la zona de África (MRAG, 2005; Agnew *et al.*, 2009), y en la captura de albatros en el océano Antártico (Agnew *et al.*, 2005). Con todo, se observan ciertos e incluso importantes progresos a lo largo de la última década dependiendo de las zonas de pesca (Agnew *et al.*, 2009).

El *PAI-Tiburón* tiene como objetivo la adopción de medidas nacionales para evitar la captura directa o indirecta de tiburones tanto en las zonas económicas exclusivas como en Alta Mar. Recientemente, se ha documentado el declive de la abundancia de las poblaciones de tiburones (Baum *et al.*, 2003; Ward y Myers, 2005). A pesar de que se ha reestimado la biomasa a nivel mundial de los tiburones, el volumen actual de aletas de tiburón comercializado sugiere que se está explotando al límite o incluso a niveles superiores al rendimiento máximo sostenible (Clark *et al.*, 2006).

En líneas generales, y varios años después de su implementación a los Estados partes, los avances han sido francamente lentos, en ocasiones poco productivos, debido, en gran parte, a su carácter voluntario y a la ausencia de un calendario de aplicación (Worm y Vanderzwaag, 2007). Pero, lo más importante, es que el análisis revela que los cambios fundamentales han sido realmente limitados (Hosche, 2009; Pitcher *et al.*, 2008). Causa honda preocupación el hecho de que sólo el 33% de los Estados signatarios del *Código de Conducta* hayan reportado información sobre la implementación de los diferentes PAIs aprobados por FAO (FAO, 2009). En definitiva, la puesta en práctica de los PAIs ha sido ciertamente problemática, escasamente

aplicada y difícilmente comprendida, ya que menos del 20% de los miembros del *Comité de Pesquerías* de FAO habían implementado algún plan para tiburones, menos del 10% un plan de capacidad y menos de la mitad adoptó algún plan para la pesca IUU (FAO, 2007).

4.4.3. La Política Pesquera Comunitaria

La Unión Europea comenzó a demostrar interés en las pesquerías de aguas profundas en el año 1992, cuando el Consejo de Ministros de Pesca declaró que *“The Council and the Commission note that fisheries of diverse nature have recently developed on deepwater resources. Given that deepwater fish are likely to be very vulnerable to overexploitation; the Commission will initiate a study on the state of knowledge on these fisheries, particularly aimed at the possibility of implementing a management system and will report to council on the results of the study by October 1993”* (Gordon, 2001).

Este estudio, publicado en 1993, ya advertía que *“at present, biological, information on stocks of deep-water species is limited. However, the information currently available indicates that precautionary approach should be taken in the development of new fisheries of the enhancement of many of the existing fisheries”* (Gordon, 2001). Como resultado de este interés, ICES creó dos Grupos de Trabajo denominados *“Working Group on Deep-water Ecology”* (WGDEC) y el *“Working Group on the Biology and Assessment of Deep Sea Fisheries Resources”* (WGDEEP), encargados de elaborar informes sobre el estado de situación y las implicaciones de gestión de las especies de aguas profundas del océano Atlántico Nordeste.

A pesar de que en la década de los 1970s la Unión Europea comenzó a realizar muestreos para explorar el potencial de estas pesquerías (Bridger, 1978), lo cierto es que

desde entonces prácticamente no se han llevado a cabo programas de sistematización y recogida de capturas a nivel de especies y, todavía hoy, más de treinta años después, se dispone de escasa información científica de la mayor parte de ellas.

Ante este escenario, la Unión Europea decidió, comenzar a regular de manera paulatina la explotación de este tipo de especies. Es así como, en un grupo de trabajo de carácter extraordinario en febrero de 1999, la *Comisión de Pesquerías del Atlántico Nordeste* (NEAFC) realizó un informe en el que advirtió que “(...) *the impact of deep-sea fisheries operations on deep-sea stocks and the deep-sea environment is a concern. In this light, management measures such as TACs, effort regulation and technical conservation measures that could be applied to deep-water fisheries were discussed. The best option to pursue is probably a combination of effort limitation and TACs*”. Fue así como los Reglamentos N° (CE) 685/1995 y 207/95 establecieron límites máximos al esfuerzo en cuatro pesquerías de aguas profundas. Ante la ineficacia de estas medidas, la Comisión Europea decidió aplicar TACs para reducir la presión sobre el conjunto de las poblaciones en aguas comunitarias (Clarke y Patterson, 2003).

4.4.3.1. La regulación de los TACs para especies de aguas profundas

Desde 2002 y en función de la competencia exclusiva en materia de conservación de los recursos pesqueros que ostenta la Comisión Europea, se vienen aprobando cuotas de captura para las especies de aguas profundas por un período bianual. El objetivo primordial no es otro que la necesidad de detener o al menos frenar la rápida expansión de la pesca de especies sobre las que todavía se sabe relativamente poco.

Los primeros TACs para algunas de estas especies se introdujeron en 2002 (Reglamento (CE) N° 2340/2002 del Consejo) a partir de una propuesta de la Comisión que tuvo en cuenta las estadísticas de pesca de un período de diez años (1990-1999) (Comisión Europea, 2007).

En lo que se refiere al proceso de toma de decisiones, la adopción de las cuotas sigue un proceso similar al resto de las especies, aunque con un matiz distinto ya que son consultados otros organismos como *Consejo Consultivo Regional del Mar del Norte* (CCRMN), el *Consejo Consultivo Regional para las Aguas Noroccidentales* (CCRAN) y el *Consejo Consultivo Regional para las Aguas Suroccidentales* (CCRAS), tras lo cual ICES emite un dictamen científico sobre las poblaciones de peces de aguas profundas.

El último dictamen fue emitido en junio de 2008 y sirve de base para los TACs propuestos para 2009-2010, advirtiendo que, en la mayoría de los casos, es conveniente reducir las posibilidades de pesca hasta que pueda demostrarse que dichas pesquerías son sostenibles (Comisión Europea, 2008a). Además, los TACs propuestos se calculan por medio de las capturas registradas en 2007. En la mayoría de los casos, se utilizan los datos oficiales sobre las capturas.

Sin embargo, en caso de que ICES notifique unas capturas muy superiores a las registradas de manera oficial, se utilizan como base los datos de ICES, ya que éstos probablemente sean más realistas y, además, la utilización de datos oficiales más bajos supondría recompensar la falta de notificación de la totalidad de las capturas. Así, el Reglamento (CE) N° 1359/2008 del Consejo, establece cuáles son las especies sujetas a TACs en el Atlántico Nordeste.

A pesar de que este mecanismo se viene aplicando desde 2002, ICES no dispone aun de un diagnóstico sistemático y pormenorizado de la situación de cada una de estas pesquerías. Los datos sobre desembarques y esfuerzo pesquero son escasos, y los descartes permanecen en su mayoría sin declarar a pesar de su elevada magnitud (Comisión Europea, 2007).

Tabla 27 Nombre común y científico de las especies de aguas profundas sujetas a TAC

Nombre común	Nombre científico	Área ICES
Alfonsinos	<i>Beryx</i> spp.	III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XII, y XIV
Besugo	<i>Pagellus bogaraveo</i>	VI, VII, VIII, IX, X.
Brótola	<i>Phycis blennoides</i>	I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, y XII
Granadero	<i>Coryphaenoides rupestris</i>	I, II, III, V, Va, Vb, VI, VII, VIII, IX, X, XII, y XIV
Maruca azul	<i>Molva dypterygia</i>	II, III, IV, y V
Tiburones de aguas profundas		V, VI, VII, VIII, IX, X, y XII
Reloj anaranjado	<i>Hoplostethus atlanticus</i>	I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XII, y XIV
Sable negro	<i>Aphanopus carbo</i>	I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XII, y CECAF 34.1.2.

Fuente: Reglamento (CE) N° 1359/2008.

Esa situación ha dificultado al *Grupo de Trabajo sobre Pesquerías de Aguas Profundas* (WGDEEP) la fijación de un nivel de explotación sostenible ante la pobre calidad de los datos disponibles (ICES, 2008), aunque sí ha podido señalar que la mayor parte de las especies de aguas profundas explotadas lo están siendo fuera de los límites biológicos de seguridad, y ha emprendido diversas iniciativas como campañas de investigación para la recogida de datos (ICES, 2008).

4.4.3.2. Gestión del esfuerzo pesquero

ICES también ha venido advirtiendo sistemáticamente que el esfuerzo debe ser una herramienta que impulse la gestión en las poblaciones de aguas profundas, dada su condición de pesquería mixta (Comisión Europea, 2007).

El Reglamento (CE) N° 2347/2002 establece que la capacidad de los buques con permisos para pescar especies de aguas profundas queda limitada a la capacidad agregada de todos los buques que hayan capturado más de 10 t de cualquier mezcla de especies de aguas profundas en cualquiera de los años 1998, 1999 y 2000. Este límite de capacidad pretendía contener la expansión de las pesquerías de aguas profundas, pero en la práctica resulta muy probable que no haya tenido efecto alguno (Comisión Europea, 2008a).

En lo que respecta a la información disponible, rara vez se cuenta con datos de presión pesquera; es por ello ICES ha impulsado la interpretación de la información de indicadores de abundancia, principalmente capturas y capturas por unidad de esfuerzo, siguiendo una clasificación en “*clusters*” de acuerdo a la historia de los parámetros de longevidad y ratios de crecimiento de la población.

En el cluster 1 denominado “*altamente vulnerable*”, el WGDEC y el WGDEEP, sitúan a aquellos stocks que presentan unas capturas por unidad de esfuerzo con una tendencia descendente, y con parámetros de historia del ciclo vital que indican que la especie es altamente vulnerable. Para este tipo de stocks ICES suele recomendar capturas 0. En el cluster 2 “*menos vulnerable*” se sitúan las especies cuando (a) las capturas por unidad de esfuerzo recientes son mucho más reducidas que las capturas por unidad de esfuerzo históricas; en este caso ICES suele recomendar una reducción de las capturas o capturas mínimas, manteniéndolas en ese nivel hasta que se disponga de información científica suficiente que justifica aumentar el nivel de explotación; (b) cuando la información de capturas por unidad de esfuerzo no muestra una tendencia clara, ICES recomienda no aumentar el promedio de capturas reciente; (c) cuando las campañas de investigación revelan un incremento de la biomasa, ICES generalmente recomienda no incrementar el promedio de capturas de los últimos años (ICES, 2008).

La mayor parte de las pesquerías cercanas a la plataforma continental tienen más de una especie objetivo, y pueden ser consideradas como pesquerías multiespecíficas, en la medida en que se explota una variada comunidad de recursos marinos (Piñeiro y Bañón, 2001) (Tabla 28).

Tabla 28 Pesquerías de aguas profundas multiespecíficas

	Maruca	Brosmio	Maruca azul	Granadero de roca Vb, VIa, VIIb	Granadero de roca VIII, IX	Granadero de roca IX	Granadero de roca Vlb, XIIb	Granadero de roca XIVa1, XIIIc	Reloj anaranjado V	Reloj anaranjado VI	Reloj anaranjado VII	Reloj anaranjado VIII, IX	Reloj anaranjado X	Sable negro V,VI,VII,XII	Sable negro VIII, IX, X	Brótoia de fango	Móllera moranella	Besugo V,VI,VII	Besugo IX	Besugo X	Alfonsino	Alfonsino	Paionaa	Quevacho negro	Quimera	Cherna	Cangrejo de fondo del Atlántico	Carocho	Rape (N shelf)	Rape (S shelf)	Rape (Iberia)	Alepocefalo (VIII, XIIb)	
Maruca	A	B	B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S	S	0	0	0	0	0	S	S	M	0	0	0	B	B	0	0	
Brosmio	A		B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S	S	0	0	0	0	0	S	S	M	0	0	0	0	0	0	0	
Maruca azul	A	A	TG	B	S	S	B	B	B	B	B	S	S	B	S	B	M	0	0	0	0	0	S	S	M	0	0	0	L	L	0	0	
Granadero de roca Vb, VIa, VIIb2VII, XIIa2			T		0	0	0	0	B	B	B	0	B	B	B	M	S	0	0	0	0	0	B	B	B	0	S	0	0	0	0	0	
Granadero de roca VIII, IX			T			0	0	0	0	0	0	S	0	0	S	0	0	S	0	0	0	0	S	S	S	S	S	0	0	0	0	0	
Granadero de roca X			T				0	0	0	0	0	0	B	0	0	M	S	0	0	0	0	0	M	M	M	0	S	0	0	0	0	0	
Granadero de roca Vlb, XIIb			T				T	0	0	0	0	0	B	B	0	B	S	0	0	0	0	0	B	B	B	0	S	0	0	0	0	B	
Granadero de roca XIVb1, XIVa1, XIIIc			T					0	0	0	0	0	B	B	0	B	S	0	0	0	0	0	B	B	B	0	S	0	0	0	0	0	
Reloj anaranjado V			T	T					T	0	0	0	0	B	0	B	S	0	0	0	0	0	M	M	M	0	S	0	0	0	0	0	
Reloj anaranjado VI			T	T						T	0	0	0	B	0	B	S	0	0	0	0	0	B	B	B	0	S	0	0	0	0	NA	0
Reloj anaranjado VII			T	T							T	0	0	B	0	B	S	0	0	0	0	0	B	B	B	1	S	0	0	0	0	NA	1
Reloj anaranjado VIII, IX			T		T				0			T	0	0	B	B	S	0	0	0	0	0	B	B	B	0	NA	0	0	0	0	NA	0
Reloj anaranjado X, XII			T	T		T	T	T	0				T	B	0	M	S	0	0	0	0	0	B	B	B		NA	B	0	0	0	NA	B
Sable negro V,VI,VII,XII			T	T			T	T	T	T	T	T	T		B	B	S	0	0	0	0	0	B	B	B	0	S	B	0	0	0	NA	B
Sable negro VIII,IX,X			L	T	T	T			0			T	T		T	B	B	0	S	S	S	S	B	B	B	0	0	B	0	0	0	NA	S

La explotación, gestión y sostenibilidad de las pesquerías de aguas profundas

Brótola de fango	A	A	TL	T	T	T	NA	NA	T	T	T	T	T	T	L		M	0	S	S	S	S	B	B	B	0	NA	M	M	M	NA	B	
Móllera moranella	A	A	L	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	L	LT GA		S	S	S	S	S	B	B	M	NA	M	B	L	L	S	S	
Besugo V,VI,VII															L	L	L		0	0	M	0	S	S	S	NA	S	S	0	0	NA	S	
Besugo IX															L	L	L			0	NA	0	S	S	S	NA	NA	S	0	0	NA	0	
Besugo X															L	L	L			L	0	B	S	S	M	NA	NA	D	0	0	NA	S	
Alfonsino VI,VII,VIII,IX,X															L	L	L	T				0	S	S	S	B	NA	S	0	0	NA	0	
Alfonsino X															L	L	L			L		L	S	S	S	B	NA	S	0	0	NA	0	
Pailona	A	A	AT G	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	L	LT GA	LT GA		T	L		L	L	B	B	NA	NA	B	M	M	NA	B	
Quelvacho negro	A	A																															
Quimera	A	A																															
Cherna																																	
Cangrejo de fondo del Atlántico																																	
Carocho	A	A																															
Rape (N shelf)	T		T																														
Rape (S shelf)	T		T																														
Rape (Iberia)	NA	T	T	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0	
Alepocéfalo (VIIb1, XIIIb)			T				T																										

Fuente: ICES (2005a). **T**: Arrastrero. **A**: Calado automático. **L**: Palangrero artesanal. **G**: Trasmallo. **P**: Crustáceos. **B**: los stocks son capturados de forma conjunta en la mayoría de pesquerías, y las relaciones intraespecie son altas. **M**: los stocks son capturados de manera conjunta en algunas pero no todas las pesquerías y las relaciones son, por tanto, medias. **S**: los stocks son capturados de forma independiente unos de otros y las relaciones entre las pesquerías son reducidas. **O**: los stocks nunca o rara vez son capturados de forma conjunta y no están vinculados en la pesquería. **NA**: no existe información disponible.

Así, la mayoría de las capturas de los buques arrastreros consisten de 1-3 especies, entre las que una desconocida proporción suele ser descartada; mientras que la composición de las pesquerías de los montes submarinos (reloj anaranjado, alfonsino, etc.) suelen ser menos diversas. Las consecuencias pueden ser tan negativas sobre las especies objeto de captura como de aquellas especies acompañantes. En cualquier caso, existe una elevada interacción tanto entre las especies de aguas profundas entre sí, como entre éstas y otras pesquerías comerciales de interés, lo que pone de manifiesto la necesidad de articular mecanismos de gestión que consideren este tipo de relaciones (Tabla 28). Las prácticas de descartes también varían de manera notable, y la información que se ha recolectado no se encuentra, a menudo, sistematizada ni regularmente actualizada (ICES, 2008).

Varias especies de aguas profundas son capturadas como *by-catch* en otras pesquerías demersales como bacalao, merluza y gallineta dorada (Comisión Europea, 2008a); incluso la población de reloj anaranjado en el Sur de Tasmania también capturó un volumen considerable de peces de la Familia *Oreosomatidae*, y entre 1997-1998 y 2000-2001, el *by-catch* de oreo descendió de 7,4 mil t a 350 t, indicando una fuerte reducción de la biomasa de la población (Anderson y Clark, 2003). También cabe resaltar el análisis empírico de Hilborn (2007a) que demuestra que la reducción del potencial de rendimiento máximo sostenible de reloj anaranjado en las costas de Australia y Nueva Zelanda sólo fue del 8,33%, lo que de alguna manera desalentaría las previsiones más pesimistas, aunque un análisis particular como éste debe adquirir connotaciones globales para extrapolar los resultados de manera generalizada.

4.5. MATERIAL Y MÉTODOS

En este apartado se describe la metodología se ha empleado para el cálculo de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota europea para el período 1950-2006, tanto por áreas FAO como por países. A continuación se detalla de manera pormenorizada los pasos que se siguieron para la consecución de los objetivos descritos en este capítulo.

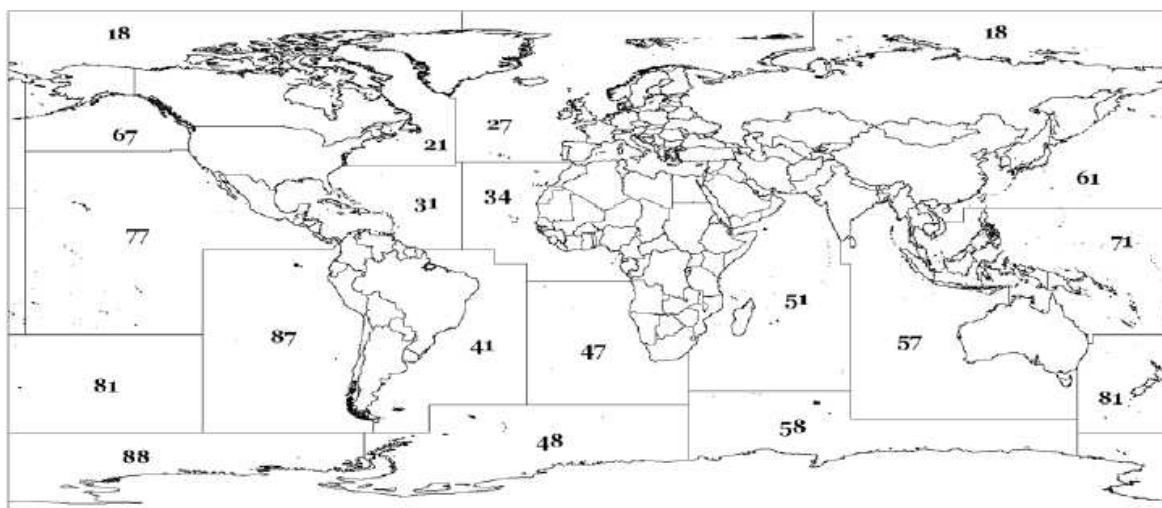
4.5.1. Países incluidos

En este trabajo la flota de la Unión Europea incluye las flotas de Alemania, Bélgica, Bulgaria, Dinamarca, España, Finlandia, Francia (excepto los Departamentos Franceses de Ultramar), Groenlandia (Dinamarca), Irlanda, Islas Feroe (Dinamarca), Islas Malvinas/Falklands (Argentina-Reino Unido), Países Bajos, Portugal, Suecia, Reino Unido y Ucrania⁴⁰.

4.5.2. Áreas FAO

Las áreas geográficas comprendidas son las zonas del océano Atlántico Noroeste (FAO 21), Atlántico Nordeste (FAO 27), Atlántico Central Noroeste (FAO 31), Atlántico Central Nordeste (FAO 34), Atlántico Sudoccidental (FAO 41), Atlántico Sudoriental (FAO 47), Atlántico Antártico (FAO 48), Índico Oeste (FAO 51), Índico Este (FAO 57), Índico Antártico (FAO 58), Pacífico Noroeste (FAO 61), Pacífico Noreste (FAO 67), Pacífico Central Oeste (FAO 71), Pacífico Central Este (FAO 77), Pacífico Sudoeste (FAO 81), Pacífico Sudeste (FAO 87) y Pacífico Antártico (88).

⁴⁰ Dado que la mayor parte de las capturas de las flotas de Grecia e Italia se realizan en el área del Mediterráneo y del Mar Negro, hemos decidido excluirlas de este análisis (Área FAO 37).



Mapa 2 Áreas estadísticas de las zonas FAO.

4.5.3. Zonas de pesca, países y hábitat

Se efectuó una codificación manual de la información en Microsoft Excel en función de: (a) la zona de pesca siguiendo la clasificación estadística efectuada por FAO, (b) los países considerados, y (c) el hábitat distinguiendo entre aguas profundas, arrecifes, batidemersal, batipelágico, bentopelágico, demersal, pelágicos, pelágico-nerítico, pelágico-oceánico, rayas y tiburones. Los resultados se muestran en la Tabla 29, en los que se observan 3.812 entradas codificadas que corresponden a cada de una de estas variables utilizadas.

Tabla 29 Entradas codificadas para las especies de aguas profundas capturadas por la flota de la Unión Europea (1950-2006)

FAO	Área de Pesca	N=3812	País	N=3812	Hábitat	N=3812
21	Atlántico, Noroeste	375	Alemania	254	Aguas profundas	411
27	Atlántico, Nordeste	1254	Bulgaria	163	Arrecifes	159
31	Atlántico, Central Oeste	43	Dinamarca	73	Batidemersal	83
34	Atlántico, Central Este	629	España	663	Batipelágico	66
37	Mediterráneo y Mar Negro	400	Estonia	152	Bentopelágico	740
41	Atlántico Sudoccidental	255	Falkland/Malvinas	20	Demersal	1077
47	Atlántico, Sudeste	303	Islas Feroe	76	Pelágico	220
48	Atlántico, Antártico	90	Finlandia	16	Pelágico-nerítico	264
51	Índico, Oeste	165	France	301	Pelágico-oceánico	541
57	Índico, Este	40	Groenlandia	45	Rayas y tiburones	82
58	Índico, Antártico	23	Irlanda	131	Sin información	169
61	Pacífico, Noroeste	7	Letonia	140		
67	Pacífico, Nordeste	35	Lituania	161		
71	Pacífico, Central oeste	4	Países Bajos	96		
77	Pacífico, Central este	25	Polonia	227		
81	Pacífico, Sudoeste	80	Portugal	455		
87	Pacífico, Sudeste	60	Reino Unido	203		
88	Pacífico, Antártico	24	Suecia	56		
			Ucrania	250		

Fuente: Elaboración propia.

4.5.4. Estadísticas utilizadas

Para la identificación de las capturas de la flota europea empleamos la base de datos oficial de FAO *Fishstat Plus* (<http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat>), aun sabiendo de las limitaciones y distorsiones que posee (Watson y Pauly, 2001); y para la selección de 485 especies de peces (excluidos crustáceos y moluscos) pelágicas, de fondo y de aguas profundas, su profundidad, longevidad y hábitat, la base de datos de *FishBase* (<http://www.fishbase.org>). Para el cálculo de la profundidad, empleamos la media del rango de profundidad máximo reportado en *Fishbase*, incluyendo sólo la profundidad en la que se desarrolla el ciclo de madurez de la especie, esto es, desde su fase juvenil hasta que alcanza su madurez, dado que se asume que las capturas no se producen durante el período de fase larvaria (Froese y Pauly, 2004).

De la misma manera, la longevidad media se calculó utilizando la media de la edad máxima reportada en cada una de las especies consideradas. En caso de inexistencia de datos, utilizamos el valor de profundidad y/o longevidad de la misma familia presente en la zona. Por ejemplo, *Fishbase* no reporta la edad para el congrio americano en el océano Atlántico Noroeste, por lo que se determinó la edad máxima de la familia *Congridae*.

4.5.5. Especies marinas “nei”

En la base de datos de *FishstatPlus* existe una categoría estadística denominada Especies marinas *nei*, en la que se incluyen todas aquellas capturas no asignadas a ninguna especie ni categoría. Para esta categoría se asignó, como medida conservadora, el valor de profundidad y longevidad de las especies con menor valor del área de estudio en cuestión. De la misma manera, para las categorías *Alfonsinos nei*, *Carangids nei*, *Clupeoids nei*, *Gadiformes nei*, entre otras, determinamos el valor mínimo de

profundidad y longevidad de las especies que pertenecen a este grupo. Igualmente, en los casos en los que no se dispone de información sobre profundidad y longevidad de la especie o familia, asignamos el valor del Orden a la que pertenece la especie.

4.5.6. Identificación de las especies de aguas profundas

Por su parte, para la selección de las especies de aguas profundas y su identificación en FAO (2008b) *Fish Statplus*, partimos del listado original de *ASFIS ISSCAAP Fish List* de FAO (2007a), completado con la tipología establecida en CAMLR (2007), ICES (2008), la información contenida en el *Census of Marine of Life* y *Fishbase*, y los datos recogidos por Clarke y Patterson (2003).

Combinando esta información se pueden construir series temporales de profundidad y longevidad media de las capturas en todas las áreas FAO en las que opera la flota de la Unión Europea durante el período 1950-2006. En este sentido, ampliamos el ámbito de análisis de resultados ofrecido por Morato *et al.* (2006), en la medida en que se presentan los resultados para: (a) todo el hábitat incluidas las especies pelágicas, los pelágico-neríticos y pelágico-oceánicos, algunos bentopelágicos (p.e., arenque del Atlántico, *Clupea harengus*) y especies asociadas a arrecifes (p.e., tiburón jaquetón, *Carcharhinus falciformis*), (b) las especies de fondo demersales, batidemersales, batipelágicas, algunos bentopelágicos, y las especies de aguas profundas, y (c) sólo las especies de aguas profundas. La lista de las especies que han sido empleadas para cuantificar el volumen de capturas europeas de especies de aguas profundas en todo el mundo se muestra en la Tabla 30, con su nombre de especie (o grupo), Familia y la máxima profundidad y longevidad registrada en *Fishbase*.

Tabla 30 Profundidad y longevidad máxima reportada de las especies de peces de aguas profundas[†]

Especies o Grupo de especies (en inglés)	Nombre de especie o Familia	Máx. profundidad (m) ¹	Máx. longevidad (años) ¹
Alfonsinos	<i>Berycidae</i>	1.000	23
Anglerfishes <i>nei</i>	<i>Lophiidae</i>	760	24
Antartic rockcod	<i>Nototheniidae</i>	3.849	31
Antarctic silverfish	<i>Nototheniidae</i>	728	20
Antarctic toothfish	<i>Nototheniidae</i>	1.600	31
Argentines	<i>Argentinidae</i>	700	16
Atlantic halibut	<i>Pleuronectidae</i>	2.000	50
Atlantic redfish <i>nei</i>	<i>Sebastidae</i>	1.441	75
Basking shark	<i>Cetorhinidae</i>	2.000	20
Beaked redfish	<i>Sebastidae</i>	1.441	75
Bigeye grenadier	<i>Alopiidae</i>	1.400	20
Birdbeak dogfish	<i>Centrophoridae</i>	1.490	20
Black oreo	<i>Oreosomatidae</i>	1.300	100
Black scabbardfish	<i>Trichiuridae</i>	1.700	50
Blackbelly rosefish	<i>Sebastidae</i>	1..100	43
Blackfin goosefish	<i>Lophiidae</i>	700	24
Blackfin icefish	<i>Channichthyidae</i>	770	12
Blackmouth catshark	<i>Scyliorhinidae</i>	1.873	60
Blue antimora	<i>Moridae</i>	3.000	16
Blue grenadier	<i>Merlucciidae</i>	1.000	25
Blue ling	<i>Lotidae</i>	1.000	20
Blue whiting	<i>Gadidae</i>	3.000	20
Bluntnose sixgill shark	<i>Hexanchidae</i>	2.500	49
Cape bonnetmouth	<i>Inermiidae</i>	90	9 [§]
Capro dory	<i>Zenionidae</i>	500	25*
Cardinal fishes <i>nei</i>	<i>Apogonidae</i>	200	20*
Carpenter seabream	<i>Sparidae</i>	200	27
Chimaeras, etc <i>nei</i>	<i>Chimaeridae</i>	1.000	20
Cobia	<i>Rachycentridae</i>	1.200	400
Common mora	<i>Moridae</i>	2.500	35
Common stingray	<i>Triakidae</i>	1.000	25
Common warehou	<i>Centrolophidae</i>	400	15
Conger eel	<i>Conger conger</i>	1.171	12
Dealfishes	<i>Trachipteridae</i>	600	15*
Deep-water rose	<i>Penaeidae</i>	700	25
Dogfish sharks <i>nei</i> ²	<i>Squalidae</i>	1.400	75
Eelpout	<i>Zoarcidae</i>	2.561	50
Escolar	<i>Gempylidae</i>	800	10
Geryons <i>nei</i>	<i>Centrophoridae</i>	823	50
Golden redfish	<i>Sebastidae</i>	750	30
Great Northern tilefish	<i>Malacanthidae</i>	540	35
Greater argentine	<i>Argentinidae</i>	1.440	35
Greater forkbeard	<i>Phycidae</i>	1.047	23
Greenland halibut	<i>Pleuronectidae</i>	2.000	30
	<i>Somniosus</i>		
Greenland shark	<i>microcephalus</i>	2.200	45
Grenadiers <i>nei</i>	<i>Macrouridae</i>	3.185	54
Grey rockcod	<i>Nototheniidae</i>	900	19
Gulper shark	<i>Squalidae</i>	1.400	35
Hairtails, scabbardfishes <i>nei</i>	<i>Trichiuridae</i>	1.860	15
Hammerhead sharks, etc, <i>nei</i>	<i>Triakidae</i>	1.100	55
Hapuku wreckfish	<i>Polyprionidae</i>	1.800	60
Humped rockcod	<i>Nototheniidae</i>	429	16
Icefishes <i>nei</i>	<i>Channichthyidae</i>	770	12
Kingklip	<i>Ophidiidae</i>	1.000	30
Kitefin shark	<i>Dalatiidae</i>	1.800	30*

La explotación, gestión y sostenibilidad de las pesquerías de aguas profundas

Knifetooth dogfish	<i>Centrophoridae</i>	1.400	20*
Leafscale gulper shark	<i>Centrophoridae</i>	2.400	20
Ling	<i>Lotidae</i>	400	25
Longnose velvet dogfish	<i>Somniosidae</i>	1.500	54
Longnosed skate	<i>Somniosidae</i>	1.500	54
Longspine snipefish	<i>Centriscidae</i>	600	25
Longtail Southern cod	<i>Nototheniidae</i>	400	31
Mackerel icefish	<i>Channichthyidae</i>	700	12
Mako sharks	<i>Lamnidae</i>	200	25
Marbled rockcod	<i>Nototheniidae</i>	350	16
Monkfishes <i>nei</i>	<i>Lophiidae</i>	1.540	24
Moras <i>nei</i>	<i>Moridae</i>	2.500	35
Morays	<i>Muraenolepididae</i>	800	25
Nototheniops nybelini	<i>Nototheniidae</i>	400	16
Ocellated icefish	<i>Channichthyidae</i>	1.000	12
Oilfish	<i>Gempylidae</i>	800	50
Orange roughy	<i>Trachichthyidae</i>	1.809	149
Pacific cod	<i>Gadidae</i>	1.280	18
Pacific halibut	<i>Pleuronectidae</i>	1.200	42
Pacific ocean perch	<i>Sebastidae</i>	825	100
Patagonian grenadier	<i>Merlucciidae</i>	500	20
Patagonian rockcod	<i>Nototheniidae</i>	800	31
Patagonian toothfish	<i>Nototheniidae</i>	3.850	16
Picked dogfish	<i>Squalidae</i>	1.460	75
Pink cusk-eel	<i>Ophidiidae</i>	1.000	30
Portuguese dogfish	<i>Somniosidae</i>	2.000	25
Rabbit fish	<i>Chimaeridae</i>	1.000	20
Roughhead grenadier	<i>Macrouridae</i>	2.600	54
Roundnose grenadier	<i>Macrouridae</i>	2.600	54
Sablefish	<i>Anoplopomatidae</i>	2.740	114
Sailfin roughshark	<i>Oxynotus paradoxus</i>	720	20
Shortbill spearfish	<i>Istiophoridae</i>	1.800	13
Silky shark	<i>Carcharhinidae</i>	620	15
Silver scabbardfish	<i>Trichiuridae</i>	1.860	15
Silver warehou	<i>Centrolophidae</i>	650	15
Slimeheads <i>nei</i>	<i>Macrouridae</i>	1.000	54
Snake mackerels, escolares <i>nei</i>	<i>Channichthyidae</i>	700	12
South Georgia icefish	<i>Channichthyidae</i>	475	12
Southern blue whiting	<i>Gadidae</i>	900	20
Spiky oreo	<i>Oreosomatidae</i>	1.240	100
Spiny scorpionfish	<i>Sebastidae</i>	2.500	43•
Splendid alfonsino	<i>Berycidae</i>	1.800	23
Tadpole codling	<i>Moridae</i>	3.000	16
Thorntooth grenadier	<i>Macrouridae</i>	1.000	54*
Tope shark	<i>Triakidae</i>	1.100	55
Torpedo rays	<i>Torpedinidae</i>	450	70
Tusk	<i>Lotidae</i>	1.647	20
Whitson's grenadier	<i>Macrouridae</i>	3.185	54
Widow rockfish	<i>Sebastidae</i>	549	60
Witch flounder	<i>Pleuronectidae</i>	1.570	25
Wreckfish	<i>Polyprionidae</i>	1.800	60
Yellowtail rockfish	<i>Sebastidae</i>	549	64

† No se incluyen las especies epipelágicas. ¹ Máxima profundidad y longevidad reportada en *Fishbase*. ² Incluye *Dogfishes* y *hounds nei*. [§] Valor asignado tomando en cuenta el valor mínimo de la especie perteneciente a la misma Familia en la zona. * Valor estimado tomando en cuenta el valor mínimo de la especie perteneciente a la misma Familia u Orden en la zona, o de otra especie de similares características. † Valor estimado a partir de otra especie de la misma Familia *Sebastidae*. Fuente: *Census of Marine of Life*, FAO *Fishtatplus*, *Fishbase*, Clarke y Patterson (2003), CCAMLR (2007), FAO (2007) e ICES (2008).

Hay que señalar que, a pesar de que se trata de la base de datos más voluminosa que existe, *Fishbase* sólo recoge información sobre el valor máximo reportado de longevidad y profundidad, lo que no necesariamente significa que estas especies se estén capturando a estas profundidades. Todo dependerá, evidentemente, del hábitat de cada una de estas especies en las áreas examinadas, y de la capacidad tecnológica de los buques para realizar operaciones de pesca a estas profundidades.

4.6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.6.1. RESULTADOS GLOBALES

Los resultados globales que se presentan en la Figura 7a muestran, para las especies de fondo, una continua e interrumpida tendencia hacia la captura de especies de mayor profundidad. En los últimos cincuenta años, se ha producido un incremento de la profundidad media de las capturas de la flota de la UE de 83,7 m, desde 163,7 m en los 1950s a 247,4 m en 2003, a razón de una ratio de 64,6 m por década⁻¹.

Si incluimos a todas las especies pelágicas (Figura 7a), también se observa una trayectoria de crecimiento aunque de menor magnitud. En este caso, se trata de un aumento de la profundidad de 64,6 m, desde 137,4 m en los 1950s a 202,1 m. En lo que respecta únicamente a las especies de aguas profundas, se advierte un dramático aumento de la profundidad media de las capturas de 141,6 m en el mismo período, esto es, de 407,5 m en 1950 a 549,3 en 2003 (Figura 7b).

Esto se debe al inicio de un proceso de expansión de la pesca hacia Alta Mar que tuvo lugar ya en los años 1950s, pero que alcanza verdadera magnitud en los 1960s y 1970s debido al énfasis en la captura de especies como argentinos (*Argentina spp.*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), brosmio (*Brosme brosme*), gallineta nórdica (*Sebastes mentella*), halibut negro (*Reinhardtius hippoglossoides*), maruca (*Molva*

molva), y maruca azul (*Molva dypterygia*), entre otras. Este proceso de desarrollo de las pesquerías en aguas profundas coincide con el período de expansión de la mayoría de estas especies a nivel mundial (Koslow *et al.*, 2000; Morato *et al.*, 2006).

La otra variable relevante en este examen es la longevidad, debido a que se trata de especies de crecimiento lento, madurez tardía y extremada vulnerabilidad (Morato *et al.*, 2006; Cheung *et al.*, 2007). De esta manera, los resultados globales para las especies de fondo indican un fuerte incremento durante los últimos cinco décadas, de 20,1 años en 1950 a 23,2 en 2004, lo que representa un aumento en tres períodos diferenciados.

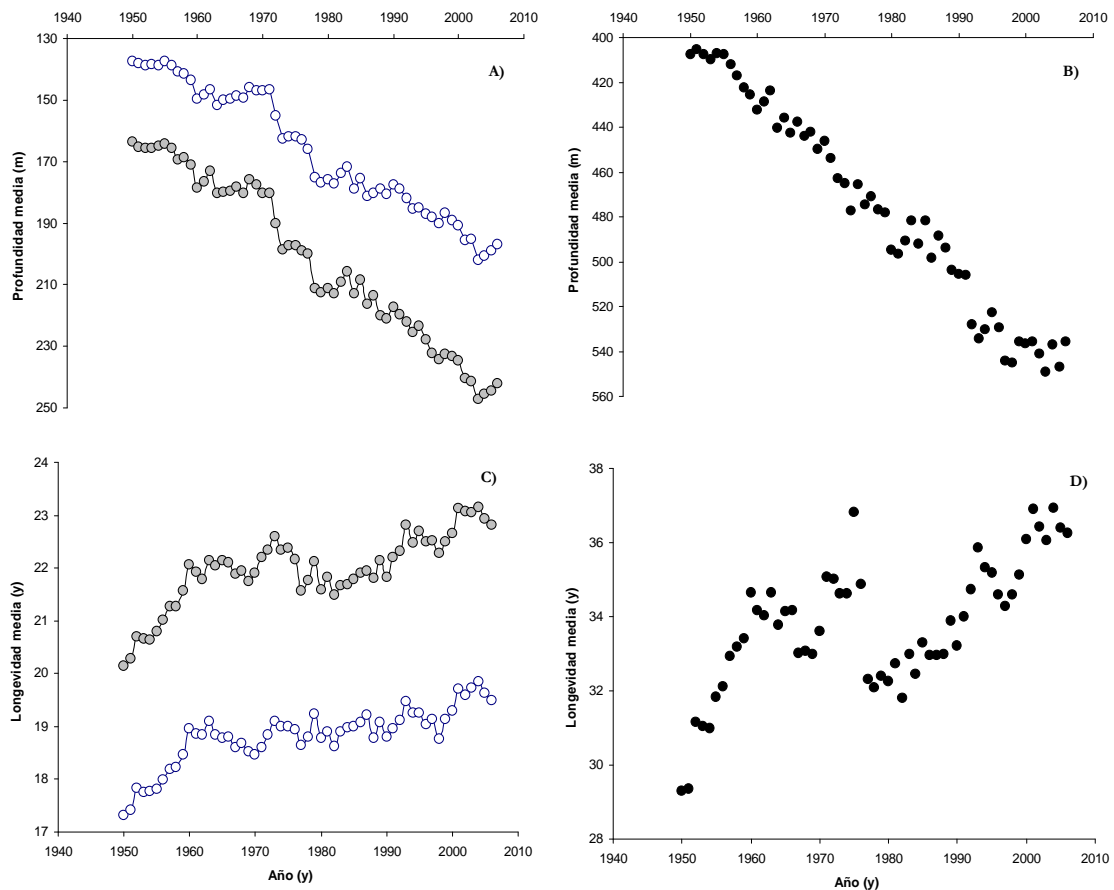


Figura 7 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas mundiales de la flota comunitaria (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

Un primer período que abarca los años 1950s-1960s con un incremento de la longevidad de 20,1 años en 1950 a 22,1 en 1960; una segunda etapa que va desde 1960 a 1982 y se caracteriza por una trayectoria fluctuante de sucesivos descensos y aumentos y, a partir de aquí, una tercera fase en la que se observa un crecimiento de la longevidad de 22,1 en 1982 a 23,2 en 2004 (Figura 7c). Si se incluyen todos los pelágicos, la proporción de este aumento es menor aunque de proporciones interesantes, ya que pasó de 17,3 en 1950 a 19,9 años en 2004. Las especies catalogadas como de aguas profundas también sufrieron un impacto importante derivado de la mayor edad de los taxa capturados. En los últimos cincuenta años, la longevidad media pasó de 29,3 años a 36,9 en 2004, casi 7 años más con respecto a 1950.

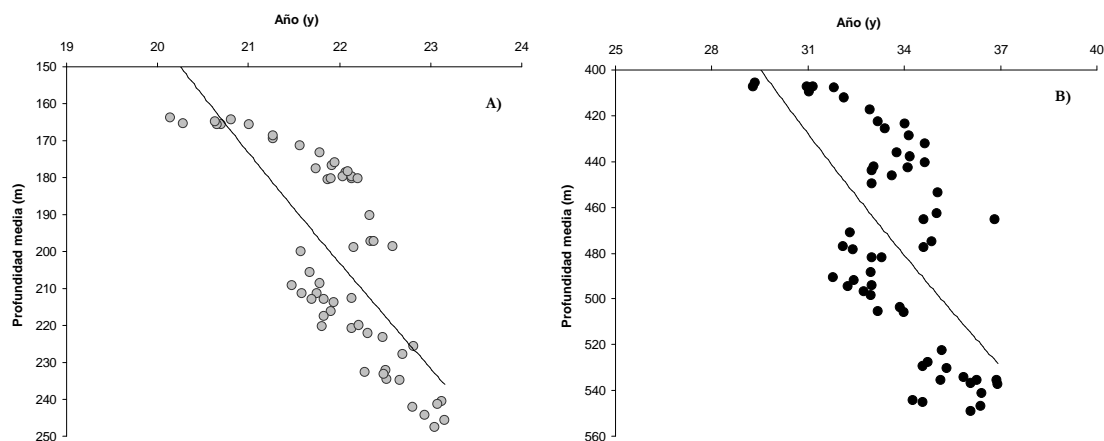


Figura 8 Tendencias globales de la relación entre la profundidad y la longevidad media para (a) las especies de fondo (negro) excluidos los pelágicos. (b) las especies de aguas profundas. Las líneas en cada figura han sido trazadas utilizando una ecuación logarítmica ((a) $r^2=0.73$; (b) $r^2=0.69$).

Con respecto a las especies de aguas profundas, también se pueden distinguir dos períodos. El primero, que abarca desde 1950 hasta 1970, presenta un incremento de la longevidad media de las capturas de 29,3 a 34,6 años, para luego sufrir una abrupta caída hacia finales de los 1980s. El segundo período va desde 1980 hasta 2005, en el que la longevidad media creció de 32,1 a 36,9 años, esto es, 4,8 años en las últimas dos décadas. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Morato *et al.* (2006),

en el sentido de que se observa un crecimiento de las capturas incluyendo las especies demersales, bentopelágicas y de aguas profundas (excluyendo los pelágicos), aunque en nuestro caso, los resultados para la flota comunitaria son significativamente superiores, al punto de prácticamente duplicar la profundidad media de las capturas.

Mientras que Morato *et al.* (2006) documentan un aumento de 42 m en la profundidad media para las especies de fondo, en esta investigación los valores alcanzan 83,7 m entre 1950-2003. Estas tendencias se pueden apreciar, exceptuando el océano Pacífico Central, en todos los océanos, con incrementos para las especies de fondo que van desde 103,8 m en el Atlántico Norte, 145,4 m en el Atlántico Central, 296,7 m en el Atlántico Sur, 470,2 m en el Antártico. En el apartado siguiente se estudian en detalle cada una de las áreas delimitadas por FAO.

4.6.2. OCÉANO ATLÁNTICO

4.6.2.1. Océano Atlántico Norte

En el océano Atlántico Noroeste (Área FAO 21) y Nordeste (Área FAO 27), la profundidad media de las capturas aumentó de manera significativa e ininterrumpida en las últimas cinco décadas en más de 103,8 m, en concreto de 170,7 m en 1950 a 274,5 m en 2003. Estos resultados también se observan si incluimos todas los taxones, y si bien se trata de valores inferiores a las especies de fondo, lo cierto es que el incremento de la profundidad media es elevado, alcanzando más de 92,5 m en el mismo período (Figura 9a).

La profundidad media de las capturas de especies de aguas profundas también aumentó en esta zona en 143,8 m., de 414,2 en 1950 a 558,3 m en 2003. Aquí se pueden distinguir dos períodos con tendencias marcadamente distintas: (i) de 1950 a 1980, donde se produjo el mayor crecimiento de la profundidad con algo más de 123,4 m, (ii)

entre 1981-2006, donde este incremento fue de sólo 20,3 m, a pesar de que a partir del año 2000 se aprecia de nuevo un incremento de la profundidad media pasando de 533 m en 2000 a 566,7 m en 2006 (Figura 9b).

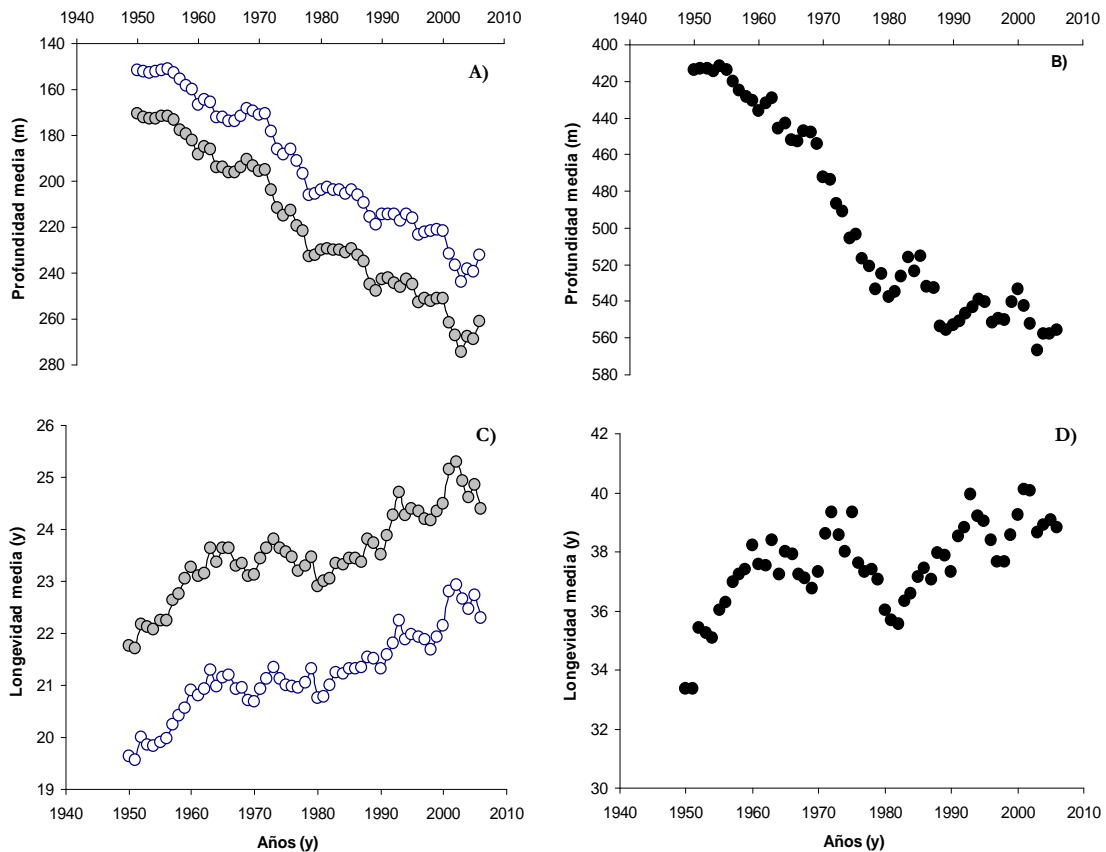


Figura 9 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el océano Atlántico Noroeste (Área 21) y Atlántico Nordeste (Área 27) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

Se trata de especies como argentinos (*Argentines* spp.), bacalao de profundidad (*Micromessistius poutassou*), halibut negro (*Reinhardtius hippoglossoides*) y maruca (*Molva molva*), entre otras.

La longevidad media de las capturas de las especies de fondo aumentó de 21,8 a 25,3 años, las especies pelágicas de 19,6 años a 22,9, y las especies de aguas profundas

de 33,3 a 40,2 años, lo que supone un avance hacia las pesquerías más vulnerables (Figura 9c-d).

4.6.2.2. Océano Atlántico Central

En el océano Atlántico Central (Áreas FAO 31 y 34) la profundidad media de las capturas de las especies de fondo experimentó un crecimiento muy significativo de 145,4 m, siendo particularmente intenso entre 1950-1973.

En estos casi veinticinco años, la profundidad media pasó de 31 m a 160,3 m; mientras que a partir de los 1980s se produjo un nuevo incremento de la profundidad como resultado de la captura de pez cinto (*Aphanopus carbo*) y bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) (Figura 10a). La serie temporal también presenta una tendencia creciente si incluimos a los pelágicos, aunque en este caso de menores proporciones (Figura 10a). La profundidad media pasó de 33,9 m en 1950 a 114,6 en 2006, lo que supone un aumento de 80,7 m.

Las especies de aguas profundas siguieron una tendencia similar creciendo de 267,9 m a 489,3 m en 2002, a una ratio de 39,2 m por década⁻¹. El mayor proceso de expansión tuvo lugar en los 1960s y 1970s, cuando comenzaron a explorar y explotar las pesquerías de pez cinto y bacalao de profundidad. En cualquier caso, luego de un período de fluctuaciones en los 1980s, en 1991 cobró un nuevo impulso la captura de especies altamente longevas y extremadamente vulnerables a la acción humana (Figura 10b).

Por su parte, la longevidad media de las capturas de las especies de fondo aumentó de más de 11 años, de 8,9 1951 a 19,8 año 2006; mientras que si se incluyen los pelágicos estos valores son 7,2 para 1952 y de 15,1 para 2006. La profundidad media de las capturas de especies de aguas profundas manifiesta un crecimiento revelador a partir

de 1971, cuando se inicia la explotación de la pesquería de los *Squaliformes*. En este caso, la longevidad media pasó de 12,9 en 1965 a 37,6 en 2004, una ratio de 6,3 años por década⁻¹ (Figura 10c-d).

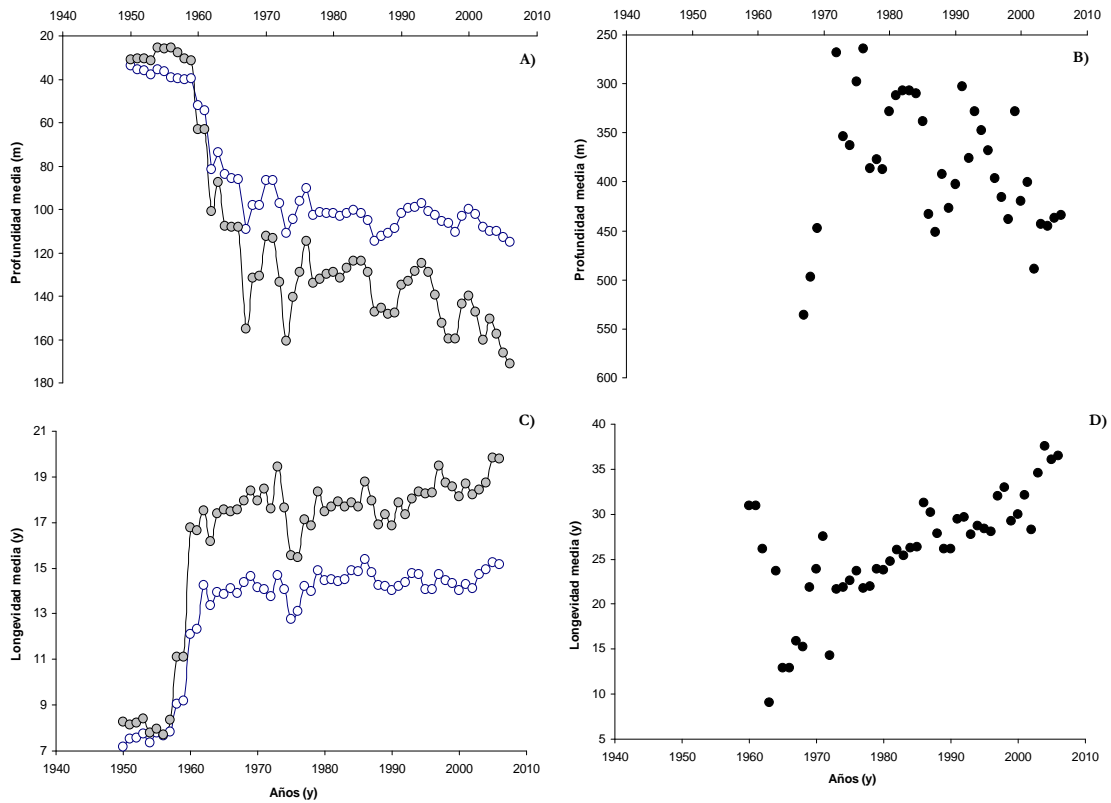


Figura 10 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el océano Atlántico Central Oeste (Área FAO 31) y Atlántico Central Este (Área FAO 34) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

4.6.2.3. Océano Atlántico Sur

El océano Atlántico Sur (Áreas FAO 41 y 47) es la segunda zona en la que creció más la profundidad media de las capturas de especies de fondo en las últimas décadas. En concreto, pasó de 70,3 m en 1963 a 366,5 en 1999, aumentando más de 296,1 m en todo el período (Figura 11a).

En este caso, asistimos a un proceso de similares características tanto en lo que respecta a las especies de fondo como si se incluyen los pelágicos, ambos siguiendo una

tendencia creciente hasta mediados de los 1990. En el primer caso, se observa un incremento de 183,7 m entre 1971 y 2006, aumentando a una ratio de $77 \text{ m por década}^{-1}$, y en el segundo de 296,3 m. Con respecto a la profundidad media de las especies de aguas profundas, hay que mencionar el destacado incremento en todo el período, pasando de 54,9 en 1966 a 479,4 en 2003, una ratio de $108,8 \text{ m por década}^{-1}$.

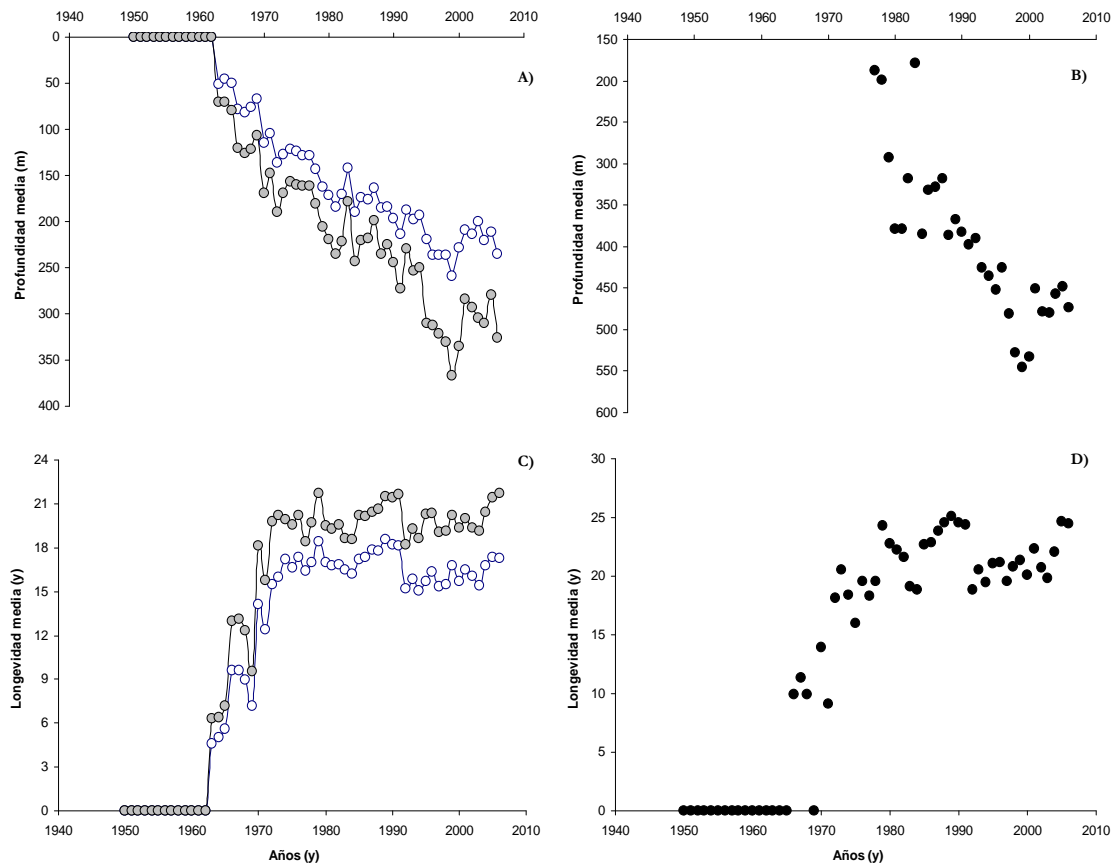


Figura 11 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Atlántico Sudoeste (Área FAO 41) y Sudeste (Área FAO 47) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

Si bien algunas pesquerías de aguas profundas comenzaron a desarrollarse en los 1970 (Catarci, 2004), resulta particularmente revelador el período desde 1983 a finales de los 1990, donde se observa una fortísima expansión de la flota europea. Se trata de especies tales como bacalao de profundidad (*Patagonian toothfish*), merluza de cola

(*Macruronus magellanicus*) y polaca (*Micromesistius australis*), que alcanzan una profundidad máxima reportada cercana a los 500, 3.850 y 900 m respectivamente (Figura 11b). La longevidad media de las capturas de las especies de fondo aumentó de 6,3 años en 1963 a 21,7 años en 2006, creciendo a una ratio de años por década⁻¹, y de manera más acusada hasta principios de los años 1990 (Figura 11c). En lo que se refiere a las especies de aguas profundas, la longevidad media pasó de 9,2 años en 1971 a 24,5 años en 2006, a una ratio 3,47 años por década⁻¹ (Figura 11d).

Esto obedece a la elevada longevidad de algunas de las especies capturadas como abadejo (*Dissostichus eleginoides*) y merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) que alcanzan una edad máxima de 16 y 20 años respectivamente. La similitud entre ambos grupos de especies se debe a que las pesquerías del Atlántico Sur se caracterizan, fundamentalmente, por la captura de especies demersales (*Merluccius hubbsi*, etc.) y de cefalópodos (*Illex argentinus*, *Logilo gahi*) (Agnew *et al.*, 2005).

4.6.3. OCÉANO ÍNDICO

4.6.3.1 Océano Índico Este y Oeste

En el océano Índico Oeste (Área FAO 51) y Este (Área FAO 57), la profundidad media de las capturas de especies de fondo aumentó en 173,6 m., de 45,9 m en 1972 a 219,5 m en 2003, a una ratio de 52,6 m por década⁻¹. Si incluimos todas las especies pelágicas también se observa una tendencia similar aunque de menores proporciones, con un incremento de la profundidad de las capturas de 129,4 m, partiendo de 28,9 m en 1972 a 158,3 m en 2004 (Figura 12a).

Igualmente, en las especies de aguas profundas la profundidad media creció de un modo alarmante con algo más de 497 m, de 63,4 m en 1976 a 621,6 m en 2002, lo que supone una ratio de crecimiento cercana al 171,6 m por década⁻¹, como resultado de la

explotación de nuevas especies tales como alfonsinos, cobia y quelvacho negro (Figura 12b).

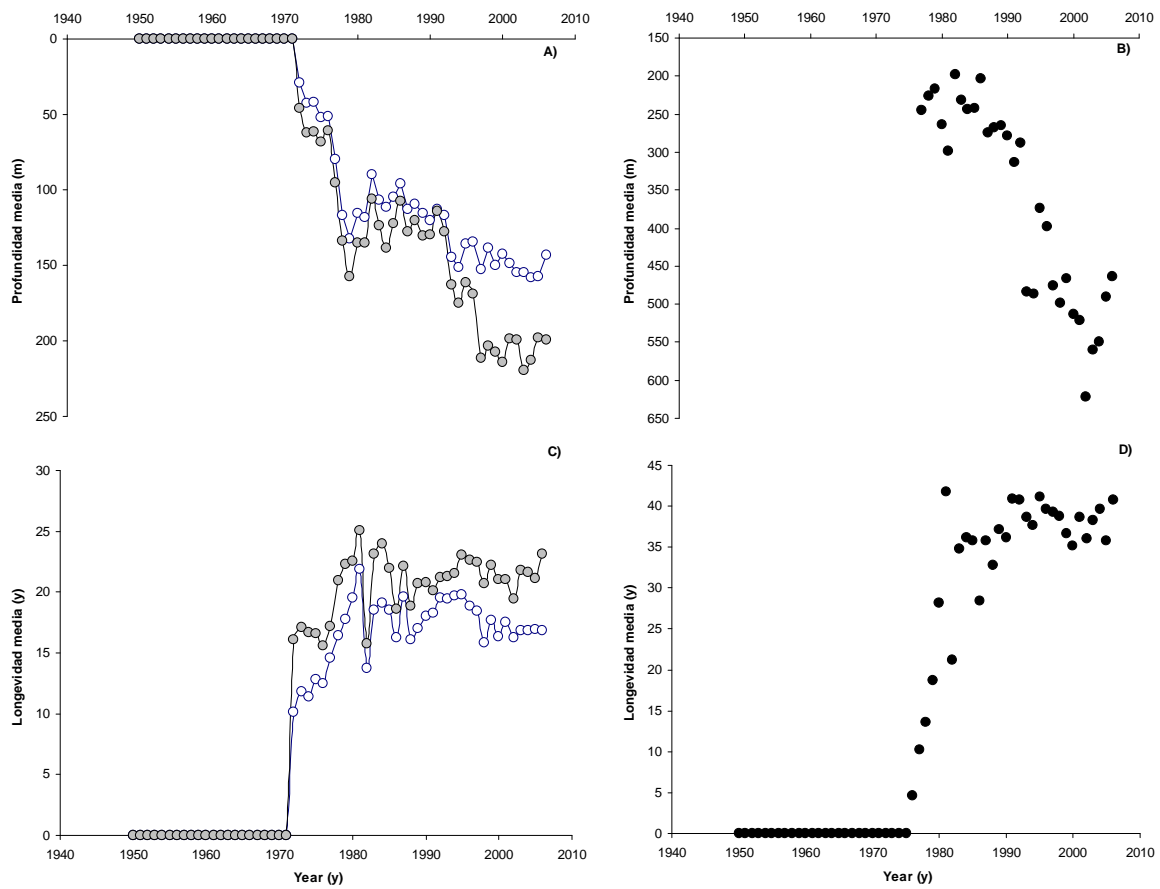


Figura 12 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Índico Oeste (Área FAO 51) y Este (Área FAO 57) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

La longevidad media de las capturas de especies de fondo creció apenas 7 años durante 1950 y 2006, de 16,1 a 23,1 años. En esta zona se observan dos períodos que ofrecen tendencias contrapuestas. El primero de ellos, entre 1972-1981, presenta un claro incremento de la longevidad que alcanzó los 9 años, es decir, de 16,1 a 25 años. En el segundo, entre 1982-2006, no parece que se advierta un aumento de la longevidad media, incluso se aprecia un descenso en la primera parte de este segundo período (Figuras 12 c-d).

Esto puede deberse a dos factores: (a) la sobreexplotación de especies pelágicas y demersales como consecuencia del anterior período de expansión, (b) el inicio de la expansión de la pesca de aguas profundas de la flota europea coincide con la contracción de las capturas de las especies de fondo, (c) ambas. Por lo que se refiere a las especies de aguas profundas, la longevidad media de las capturas aumentó de forma dramática en más de 36 años entre 1976 y 2006, con una ratio de crecimiento de 32 años por década⁻¹. El saldo cualitativo más importante se produjo a partir de 1980 con la explotación de nuevas especies alfonsinos, ocasionando un fuerte aumento de la longevidad de 28,1 años en 1980 a 42,1 en 1981 (Figura 12d).

4.6.4. OCÉANO PACÍFICO

4.6.4.1. Pacífico Norte

La profundidad media de las capturas de las especies de fondo en el océano Pacífico Noroeste (Áreas FAO 61) y Pacífico Noreste (Áreas 67) experimentaron un fuerte incremento durante los 1970s y 1980s, pasando de 219 m en 1973 a 355 en 1985, con una ratio de crecimiento de 27,6 m por década⁻¹. Con posterioridad, se observa una tendencia hacia la estabilización de la profundidad media en torno a ~300-350 m (Figura 13a).

El conjunto de las especies (incluidos los pelágicos) desarrolló una trayectoria prácticamente idéntica, aunque en este caso se pasó de 171,2 m en 1972 a 309,8 m en 1980, algo más de 136 m (Figura 13a). Respecto a las especies de aguas profundas se pueden diferenciar dos etapas. Una primera etapa que nace en 1976 con un valor de 242,7 m y que podemos aseverar que culmina en 1988 con un fortísimo incremento que alcanza los 245,7 m. de profundidad media, esto es, a una ratio de crecimiento de 97,9 m por década⁻¹. Esta etapa coincide con el proceso de expansión de la flota europea hacia la captura de especies como bacalao del Pacífico (*Gadus macrocephalus*) y mielga

(*Squalus acanthias*). En una segunda etapa, entre finales de los 1980 y principios de los 1990, en la que parece observarse un cierto descenso de la profundidad media de las capturas (Figura 13b). La longevidad media de las capturas de especies de fondo no parece seguir una tendencia clara, en la medida en que entre 1970-1980 parece presentar un aumento de la longevidad mientras que con posterioridad se produce un descenso destacado hacia finales de los 1980 y principios de los 1990.

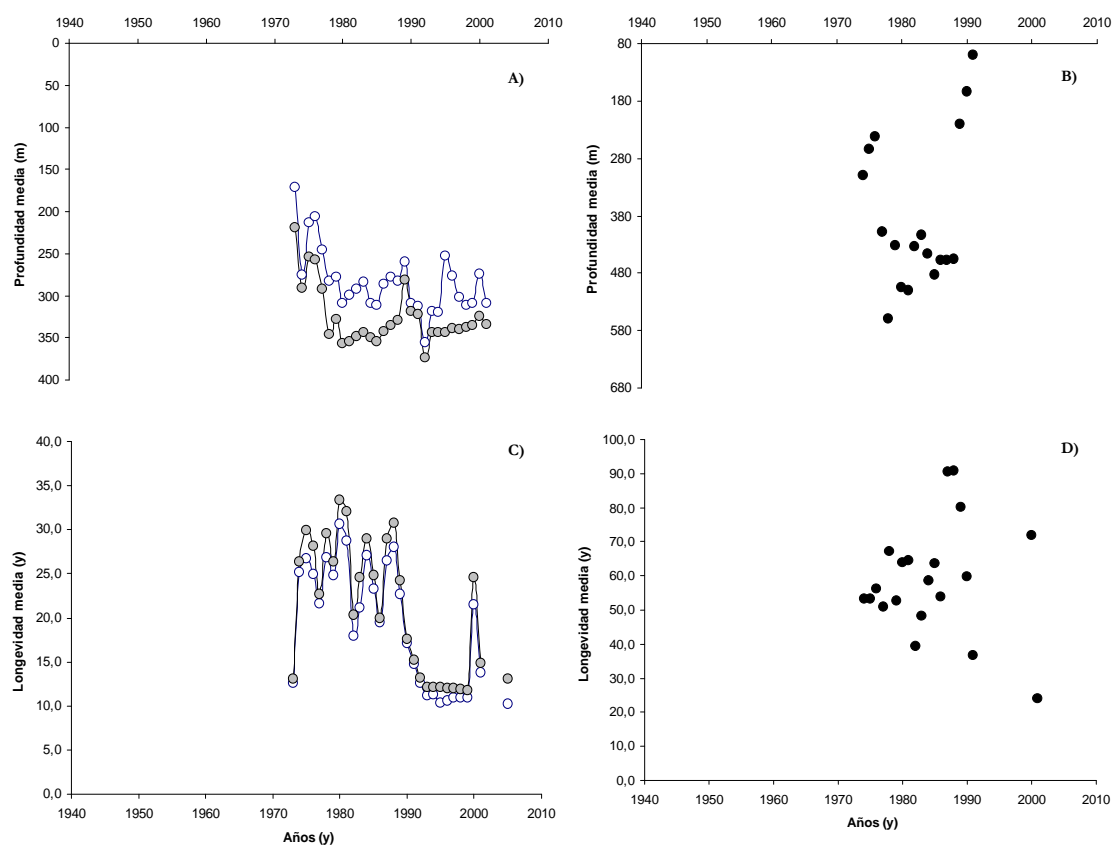


Figura 13 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Pacífico Noroeste (Área FAO 61) y Este (Área FAO 67) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

Existen varias hipótesis que pueden justificar esta tendencia: (a) una escasa desagregación taxonómica de las capturas que no permite diferenciar de forma clara de qué tipo de especie se trata, (b) un aumento proporcional de las capturas en zonas costeras que estarían minusvalorando las capturas de especies de fondo, (c) una ausencia real de expansión por parte de la flota hacia zonas más profundas (Morato *et*

al., 2006). Esto último no parece que sea probable en la medida en que FAO reporta capturas de la flota comunitaria en el área, y así lo atestigua la Figura 13d, que sugiere un incremento de la longevidad media de las especies de aguas profundas de 54,3 m en 1974 a 90,4 en 1988. Después de estos años, las estadísticas parecen indicar un descenso de la longevidad hacia los niveles de los 1970s y 1980s.

4.6.4.2. Pacífico Central

En el océano Atlántico Central Oeste (Área FAO 71) y Este (Área FAO 77), los resultados del cálculo de la profundidad media de todas las capturas (incluidos los pelágicos) parecen indicar un incremento de 25 m, es decir, de 67,5 m en 1969 a 91,5 m en 2006 (Figura 14a).

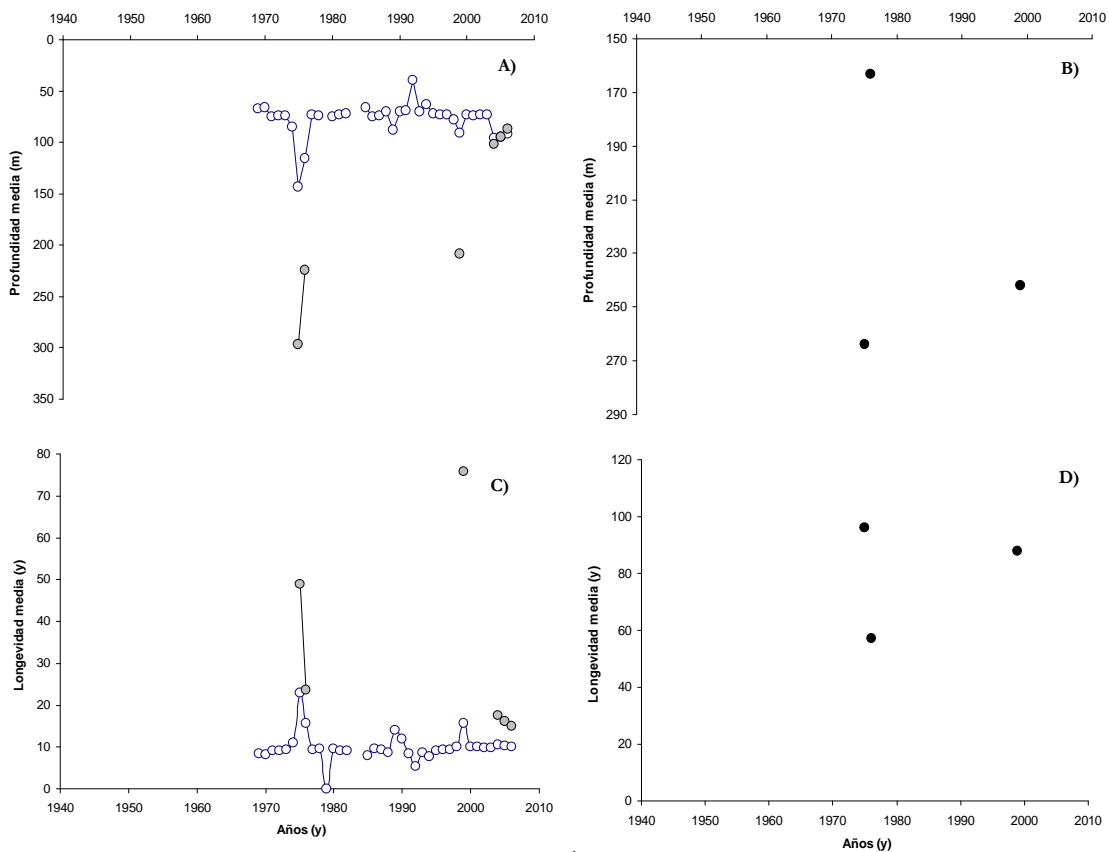


Figura 14 Tendencias globales de la profundidad y longevidad en el Océano Pacífico Central Oeste (Área FAO 71) y Este (Área FAO 77) para **(a)** profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). **(b)** profundidad media de las especies de aguas profundas. **(c)** longevidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). **(d)** longevidad media de las especies de aguas profundas.

No obstante, hay que destacar que la serie presenta varios valores, en 1975 y en 1992, que ciertamente distorsionan la tendencia a lo largo del tiempo, lo que no permite un examen de las especies de fondo y de aguas profundas.

Por su parte, la longevidad media de las capturas de todas las especies apenas aumentó de 8,5 a 10,1 en 2006 (Figura 14c). En resumen, bien debido a (a) la falta de resolución taxonómica en las estadísticas pesqueras, o a (b) la no expansión de la flota en esta en particular, las especies de aguas profundas no parecen estar sufriendo un excesivo esfuerzo pesquero en la zona.

4.6.4.3. Pacífico Sur

La profundidad media de las capturas de especies de fondo en el océano Pacífico Suroeste (Área FAO 81) y Sudeste (Área FAO 87) desarrolló un rápido crecimiento que se tradujo en 245,5 m de profundidad, al pasar de 11,1 en 1980 a 257,4 m en 2004, una ratio de 69,2 m por década⁻¹. Aunque en proporciones distintas, resultados similares se obtuvieron para el conjunto de todas las especies (incluidos los pelágicos), que también muestran una tendencia de incremento de la profundidad de 161,3 m, ya que se pasó de 36,5 en 1970 a 197,8 m en 2005 (Figura 15a).

La profundidad media de las capturas de especies de aguas profundas experimentó un fuerte incremento al pasar de 197 m. en 1975 a 473 m, con una ratio de crecimiento del 136,4 m por década⁻¹, coincidiendo con el inicio de la explotación de reloj anaranjado (*Hoplostethus atlanticus*) y otras pesquerías profundas en torno a Australia y Nueva Zelanda (Kollow *et al.*, 2000). Con todo, este proceso adquiere verdadera dimensión para la flota comunitaria a partir de la década de los 1990s, cuando destaca la explotación de granadero y polaca (Figura 15b).

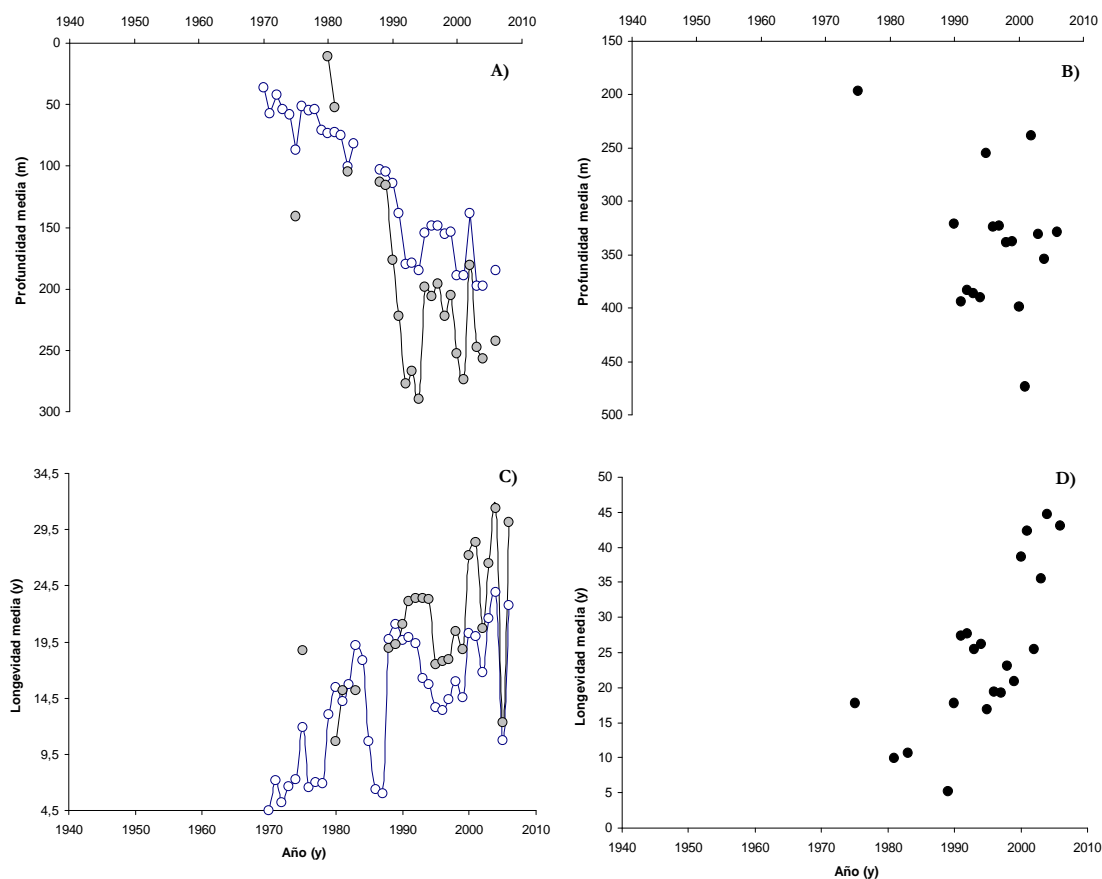


Figura 15 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el Océano Pacífico Sudoeste (Área FAO 81) y Sudeste (Área FAO 87) para **(a)** profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). **(b)** profundidad media de las especies de aguas profundas. **(c)** longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). **(d)** longevidad media de las especies de aguas profundas.

La longevidad media de las especies de fondo creció de 10,6 años en 1980 a 31,4 en 2004, lo que supone una ratio de $6,72 \text{ años por década}^{-1}$. Las especies que también incluyen pelágicos siguieron una tendencia similar al pasar de 4,7 en 1970 a 22,7 años en 2004, con un período fluctuante en los 1990s para luego crecer nuevamente en los inicios del Siglo XXI (Figura 15c).

Finalmente, las especies de aguas profundas presentan dos períodos distintos: una primera etapa con un descenso en la longevidad media de 17,7 años a 5,1 en 1989, dado la caída de las capturas de merluza de cola en la zona. El segundo período comienza en 1989 y culmina en 2004 con un valor de 44,7 años (Figura 15d), con una ratio de

crecimiento de 24,7 años por década⁻¹, coincidente con la fuerte expansión de la flota en la explotación de granadero azul (*Macronus novaezelandiae*).

4.6.4. ANTÁRTICO

La captura de especies en zona antártica comenzó recién en la mitad de los 1960s (Kock, 1992; Morato *et al.* 2006), si bien se reporta actividad de la flota europea a partir de mediados de los 1970s. Esta región exhibe el mayor incremento de la profundidad media de las capturas de especies de fondo en los últimos años, con algo más de 470,2 m, desde 241,2 m en la mitad de los 1960 hasta 712 m en el 2000, una ratio de más de 195,9 m por década⁻¹ (Figura 16a).

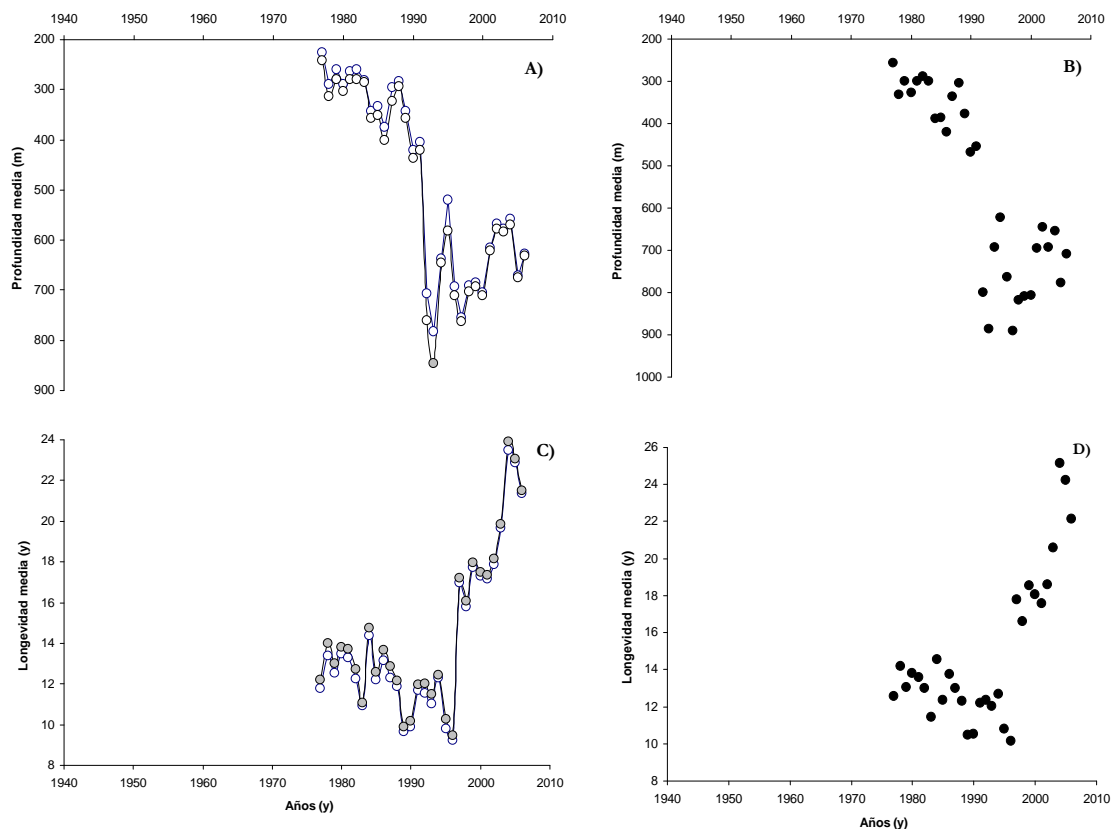


Figura 16 Tendencias globales de la profundidad y longevidad media de las capturas de la flota comunitaria en el océano Índico Antártico (Área FAO 58) y Pacífico Antártico (Área FAO 88) para (a) profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (b) profundidad media de las especies de aguas profundas. (c) longevidad media profundidad media de todos los peces (azul) (incluidos los pelágicos) y de las especies de fondo (gris). (d) longevidad media de las especies de aguas profundas.

La tendencia resulta muy similar si se incluyen los pelágicos, ya que la mayor parte de las capturas de la flota en la región antártica obedecen a especies demersales y bentopelágicas (Figura 16a). Los resultados observados reflejan, claramente, que la flota de la Unión Europea contribuyó de forma importante al colapso de las pesquerías y a la necesidad de implementar medidas fuertemente restrictivas para proteger las especies marinas, en particular a aquellas que pertenecen a la familia *Nototheniidae*.

En los 1980 y debido a la intensa actividad de las flotas de Polonia, Ucrania, también se incrementaron las capturas de bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*), y especies de las familias *Channichthyidae*, *Euphausiidae*, *Macrouridae* y *Nototheniidae* (CCAMLR, 2007; Ainley y Blight, 2009). La captura del bacalao de profundidad provoca también la captura incidental de otras aves marinas como albatros de ceja negra (*Diomedeanzelanophris*), petreles gigantes (*Macrorzectes giganteus*) y petreles de mentón blanco (*Procellaria aequinoctialis*) (CCAMLR, 2007). Entre 2006-2007, la captura de este tipo de recursos con palangre provocó, la captura incidental de aves y elefantes marinos (Delord *et al.*, 2005) y un aumento en la eliminación de restos de aparejos. Igualmente, se notificó una posible captura incidental no reglamentada de 8.212 aves marinas (WG-IMAF, 2007).

Las especies de aguas profundas experimentaron un crecimiento dramático de la profundidad media, de algo más de 559 m entre 1977-1998, a una ratio de 273,6 m por década⁻¹. Los resultados obtenidos indican, además, la existencia de dos períodos: un primer período desde 1977 a 1990 donde la profundidad media aumentó de 210,1 m, de 257,3 m a 467,6 m, y un segundo período hasta la actualidad donde se alcanzan las profundidades más elevadas de todas las regiones donde opera la flota europea, con valores superiores cercanos a los 900 m (1997) (Figura 16b).

Por su parte, la longevidad media de las capturas de las especies de fondo creció de manera exponencial de 11,8 años a 23,9 años, a una ratio de 4,17 años por década⁻¹ (Figura 16c). Sin embargo, los resultados obtenidos indican dos etapas claramente delimitadas: una primera fase en la que, por el contrario, tuvo lugar un descenso de la longevidad media, y una segunda etapa a partir de 1996 donde la flota europea inicia un proceso de capturas de especies cada vez más longevas de enormes dimensiones y de consecuencias aun desconocidas, aunque presumiblemente de gran impacto sobre la biodiversidad pesquera de la región (Figura 16d). La Figura 16d indica que las especies de aguas profundas siguieron una trayectoria semejante a la que se muestra en la Figura 16c, lo que parece indicar que la mayor parte de las capturas pertenecen a especies de gran profundidad.

4.6.5. RESUMEN COMPARATIVO

En este apartado efectuamos una recapitulación de los resultados presentados en cada una de las áreas FAO para el conjunto de la flota de la Unión Europea en relación a la profundidad media de las capturas de especies de fondo y las especies de aguas profundas en todo el mundo durante el período 1950-2006. De esta manera, la Tabla 31 muestra el incremento de la profundidad y las ratios de crecimiento en cada una de las zonas de pesca, así como los valores que surgen de la utilización de una línea de regresión logarítmica simple.

Los países que muestran las mayores ratios de crecimiento de la profundidad media de las capturas de especies de fondo (excluidos los pelágicos) son las áreas FAO del Antártico con un incremento dramático de 195,4 m por década⁻¹, el Atlántico Sur con 77,9 m por década⁻¹, el Pacífico Sur 69,2 m por década⁻¹, y el océano Índico 52,6 m por década⁻¹.

Tabla 31 Resumen comparativo de la profundidad media y ratio de crecimiento de las capturas de la flota de la Unión Europea en todo el mundo (1950-2006)

Área FAO	Peces de fondo (excluidos pelágicos)			Peces de aguas profundas		
	Profundidad media (m)	Ratio por década ¹	r^2	Profundidad media (m) ⁸	Ratio por década ¹⁸	r^2
Mundial	3,1 ¹	15,5 ¹	0,97	141,6 ¹	26,2 ¹	0,97
Atlántico Noroeste (21) y Nordeste (27)	10,3 ²	27,3 ²	0,97	143,8 ³	26,1 ³	0,90
Atlántico Central Oeste (31) y Central Este (34)	145,4 ⁴	38,2 ⁴	0,70	254,6 ⁵	60,3 ⁵	0,62
Atlántico Sudoccidental (41) y Atlántico Sudeste (47)	296,1 ⁶	77,9 ⁶	0,92	424,5 ⁷	108,8 ⁷	0,91
Índico Oeste (51) e Índico Este (57)	173,6 ⁸	52,6 ⁸	0,89	497,5 ⁹	171,5 ⁹	0,86
Pacífico Noroeste (61) y Pacífico Noreste (67)	125,1 ¹⁰	37,9 ¹⁰	0,62	146,8 ¹¹	97,9 ¹¹	0,68
Pacífico Central Oeste (71) y Pacífico Central Este (77)	Tendencia no clara	Tendencia no clara		Tendencia no clara	Tendencia no clara	
Pacífico Sudoccidental (81) y Pacífico Sudeste (87)	152,2 ¹²	69,2 ¹²	0,53	354,5 ¹³	136,5 ¹³	0,57
Atlántico antártico (48) y Antártico Pacífico (88)	470,2 ¹⁴	195,4 ¹⁴	0,68	519,9 ¹⁵	273,6 ¹⁵	0,77

Fuente: Elaboración propia. ¹Período 1950-2004. ²Período 1950-2003. ³Período 1950-2005. ⁴Período 1954-2006. ⁵Período 1960-2002. ⁶Período 1963-1999. ⁷Período 1966-2003. ⁸Período 1972-2003. ⁹Período 1972-2003. ¹⁰Período 1973-1994. ¹¹Período 1974-1988. ¹²Período 1983-2004. ¹³Período 1981-2001. ¹⁴Período 1977-2000. ¹⁵Período 1977-2005.

4.6.6 ANÁLISIS POR PAÍSES

Un interesante análisis consiste en examinar del conjunto de la flota comunitaria, cuáles han sido los países que en mayor medida han contribuido a la expansión de las pesquerías de aguas profundas. Empleando la misma clasificación de todo el hábitat (incluyendo pelágicos), todo el hábitat de especies de fondo (menos pelágicos) y las especies exclusivamente de aguas profundas, se calculó la profundidad y longevidad media de las capturas durante 1950-2006.

4.6.6.1. Profundidad media

Los resultados obtenidos del cálculo de la profundidad media de las capturas de cada uno de los países europeos considerados en este capítulo se presentan en la Tabla 32. En lo que se refiere a las especies de fondo que no incluye a los pelágicos, los países-territorios que han experimentado los mayores incrementos de la profundidad media en los últimos cincuenta años son las Islas Malvinas/Falklands con 402,4 m, Ucrania 185,98 m, Portugal 153,25 m y Polonia 146,20 m.

Tabla 32 Análisis comparativo de las ratios de crecimiento de la profundidad media de las capturas de la flota comunitaria por países (1950-2006)

Peces de fondo (excluidos pelágicos)					Peces de aguas profundas				
Estado	Prof.	Ratio década ⁻¹ 1950-2006	Ratio década ⁻¹ 1950-1982	Ratio década ⁻¹ 1983-2006	Estado	Prof.	Ratio década ⁻¹ 1950-2006	Ratio década ⁻¹ 1950-1982	Ratio década ⁻¹ 1983-2006
ALE	32,6	5,8	18,3	-5,70	ALE	114,0	20,3	31,99	0,07
BEL	-22,0	-3,9	-2,8	-5,60	BEL	-24,4	-4,3	-2,00	-7,95
BUL	43,0	12,1	133,5	-32,20	BUL	206,4	64,5	257,49	-13,26
DIN	56,0	22,3	29,6	7,26	DIN	207,0	37,6	50,29	20,25
EST	126,6	70,3		70,3	EST	243,9	135,5		112,48
ESP	90,9	16,8	7,08	13,55	ESP	85,4	15,5	-7,83	27,26
FIN	20,6	3,6	8,01	-2,86	FRA	413,8	78,0	104,28	41,34
FRA	119,1	20,9	20,9	19,43	GRO [§]	49,5	10,1	17,23	111,38
GRO [§]	63,0	13,7	0,18	2,94	FER [§]	191,7	35,5	49,20	10,77
FER [§]	135,8	27,1	33	16,60	MAL [†]	99,9	55,5		55,50
MAL [†]	402,4	201,2		170,60	IRL	318,6	102,7	60,48	118,34
IRL	159,4	29,5	-0,03	59,25	LET	606,6	37,9		37,92
LET	-41,0	-21,5		-21,59	LIT	191,7	83,3		83,36
LIT	114,1	60,0		60,06	PBA	204,2	37,8		-5,31
PBA	44,4	7,9	7,77	8,62	POL	363,9	75,8	105,33	84,75
POL	146,2	27,6	63,94	-19,98	POR	326,9	62,8	57,32	69,53
POR	153,2	30,0	24,04	25,70	SUE	256,1	51,2	53,10	0,36
SUE	73,8	13,6	4,03	-17,37	UCR	317,9	122,3		139,72
UCR	185,9	84,5	-4,37	73,49	RUN	163,3	29,1	25,27	66,78
RUN	145,6	26,0	5,38	61,46					

Fuente: Elaboración propia. [†] Territorio actualmente en disputa de soberanía entre Argentina y Reino Unido. La pesca en las zonas de conservación alrededor de las Islas está regulada desde 1986 por el *Falkland Islands Fisheries Department*. [§] Territorios dependientes del Reino de Dinamarca. ALE: Alemania, BEL: Bélgica, BUL: Bulgaria, DIN: Dinamarca, EST: Estonia, ESP: España, FIN: Finlandia, FRA: Francia, GRO: Groenlandia, FER: Islas Feroe, MAL: Islas Malvinas/Falklands, IRL: Irlanda, LET: Letonia, LIT: Lituania, PBA: Países Bajos, POL: Polonia, POR: Portugal, SUE: Suecia, UCR: Ucrania, RUN: Reino Unido.

Sin embargo, otro aspecto interesante de resaltar consiste en calcular las ratios de crecimiento de cada país, ya que nos provee de información adicional a respecto de la evolución de la profundidad por década. Así, las Islas Malvinas/Falklands, y los antiguos países del bloque soviético Ucrania, Estonia y Lituania, obtienen una ratios de crecimiento de profundidad media de 170,6 m, 84,5 m, 70,3 m y 60,1 m por década⁻¹ respectivamente. Los tres primeros poseen valores muy superiores a los 15,5 m por década⁻¹ obtenidos para el conjunto de la flota de la UE.

Los países-territorios con las menores ratios de incremento son Finlandia 3,6 m y Alemania 5,8 m por década⁻¹, lo que indica que (a) existe una tendencia a la captura de especies de aguas de fondo de menor edad que los países mencionados, y (b) aunque no necesariamente esto sugiera que hayan dejado de capturar este tipo de recursos.

Por el contrario, Bélgica y Letonia presentan valores negativos, en consonancia con el proceso de reducción de flota de los estratos de mayor tonelaje y capacidad de pesca. La diferencia entre la profundidad real y la ratio de crecimiento viene dada por los períodos de tiempo en los que se produce el proceso de expansión de cada flota hacia estas especies de fondo. Con respecto a las especies de aguas profundas, Letonia, Polonia y Francia son los países que aumentaron de manera más significativa la profundidad de sus capturas, con valores que oscilan en torno a 606,6 m, 413,8 m y 363,9 m. Las ratios de crecimiento más elevadas se observan en Estonia con 135,5 m por década⁻¹, Ucrania 122,3 m e Irlanda 102,7 m por década⁻¹. A excepción nuevamente de Bélgica, los resultados indican que Groenlandia y España poseen las ratios de crecimiento de la profundidad más reducidas de las flotas europeas, con valores de 10,1 m y 15,5 m por década⁻¹ respectivamente.

Por último, la Tabla 32 presenta los resultados de la ratio de crecimiento tanto del período previo a la PPC (1950-1982) como durante su aplicación (1983-2006). Los valores que resultan arrojan derivaciones ciertamente relevantes, en la medida en que se podrían inferir, de manera indirecta, algunas valoraciones sobre el alcance y la eficacia de las medidas estructurales en materia de reducción de flota.

De esta manera, en lo que se refiere a las especies de fondo, únicamente las flotas de Alemania y Bélgica muestran ratios de crecimiento negativos. Otros países como Irlanda con una ratio de 59,2 m por década⁻¹, Países Bajos 8,6 m, Portugal 25,7 m y Reino Unido con 61,4 m por década⁻¹ presentan ratios superiores durante 1983-2006 que en la etapa pre-PPC, mientras que en otros se observan valores positivos de crecimiento aunque no mayores al período 1950-1982, como son los casos de España 13,5 m, Francia 19,4 m, Groenlandia 2,9 m, e Islas Feroe 16,6 m por década⁻¹. Las especies de aguas profundas también presentan un patrón de explotación semejante, en la medida en

que España, Groenlandia, Irlanda, Portugal y Reino Unido poseen ratios de crecimiento de la longevidad media de las capturas de 27,2 m por década⁻¹, 111,3 m, 118,3 m, 69,5 m y 66,7 m por década⁻¹ respectivamente.

4.6.6.2. Longevidad media

La longevidad media de las capturas de peces de fondo evolucionó de manera creciente en la mayor parte de los casos. Los países-territorios que presentan un incremento significativo de la longevidad media durante 1950-2006 son Islas Malvinas/Falklands con 14,9 años, Ucrania 13,1 años y Portugal 11,4.

Las ratios de crecimiento más elevadas se observan, de nuevo, en Malvinas/Falklands con 7,1 años por década⁻¹, Letonia 4,1, Estonia y Ucrania con 4 años por década⁻¹. Los Estados miembros con las menores ratios de crecimiento – incluso con valores negativos- en todo el período son Alemania, Bélgica, Irlanda y Países Bajos (Tabla 33).

Tabla 33 Análisis comparativo de las ratios de crecimiento de la longevidad media de las capturas de la flota comunitaria por países (1950-2006)

Especies de fondo (excluidos pelágicos)					Especies de aguas profundas				
Estado	Long.	Ratio década ⁻¹ 1950-2006	Ratio década ⁻¹ 1950-1982	Ratio década ⁻¹ 1983-2006	Estado	Long.	Ratio década ⁻¹ 1950-2006	Ratio década ⁻¹ 1950-1982	Ratio década ⁻¹ 1983-2006
ALE	-3,9	-0,7	-0,2	-1,0	ALE	-5,80	-1,02	-0,71	0,45
BEL	-5,4	-0,9	-0,5	-1,5	BEL	-15,2	-2,70	-2,33	-3,49
BUL	7,7	1,9	5,0	-3,8	BUL	28,7	8,97	5,60	0,74
DIN	2,4	0,4	0,3	0,7	DIN	13,8	2,42	1,14	1,14
EST	7,7	4,0		4,0	EST	10,1	5,60		5,60
ESP	5,4	1,0	0,8	0,8	ESP	13,2	2,32	2,39	3,03
FIN	0,2	0,0	0,2	-0,2	FRA	23,6	4,37	5,71	1,56
FRA	4	0,7	0,7	0,3	GRO [§]	27,6	4,80	6,74	2,27
GRO [§]	10,8	1,9	1,5	1,9	FER [§]	15,2	2,70	0,79	6,06
FER [§]	9,4	1,7	0,2	3,5	MAL [†]	4,8	2,67		2,67
MAL [†]	14,9	7,1		7,0	IRL	-12,5	-2,19	-2,57	2,64
IRL	-3,5	-0,6	-0,5	-0,8	LET	22,2	12,33		12,33
LET	6,9	4,1		4,1	LIT	9,7	5,38		5,38
LIT	6,0	3,3		3,3	PBA	2,8	0,52	1,94	9,11
PBA	-2,0	-0,4	0,2	0,1	POL	16	3,41	-2,60	10,37
POL	4,7	0,9	0,1	2,2	POR	26,2	4,59	4,48	3,75
POR	11,4	2,2	1,9	1,6	SUE	11,6	2,11	0,71	-0,73
SUE	2,1	0,4	0,1	0,6	UCR	32,7	16,30	6,67	15,12
UCR	13,1	4,0	-4,2	5,8	RUN	1,1	0,19	-1,78	0,62
RUN	4,6	0,8	0,4	0,1					

Fuente: Elaboración propia. [†] Territorio actualmente en disputa de soberanía entre Argentina y Reino Unido. La actividad pesquera en las zonas de conservación alrededor de las Islas está regulada desde 1986 por el *Falkland Islands Fisheries Department*. [§] Territorios dependientes del Reino de Dinamarca. ALE: Alemania, BEL: Bélgica, BUL: Bulgaria, DIN: Dinamarca, EST: Estonia, ESP: España, FIN: Finlandia, FRA: Francia, GRO: Groenlandia, FER: Islas Feroe, MAL: Islas Malvinas/Falklands, IRL: Irlanda, LET: Letonia, LIT: Lituania, PBA: Países Bajos, POL: Polonia, POR: Portugal, SUE: Suecia, UCR: Ucrania, RUN: Reino Unido.

No obstante, si se realiza un seguimiento de las especies de aguas profundas, los resultados son aun más llamativos y preocupantes, puesto que la mayoría de los países exhiben ratios de crecimiento que indican patrones de explotación hacia especies cada vez más profundas: los más significativos son los Estados de la antigua Unión Soviética, aunque Francia con 4,3 años por década⁻¹, Groenlandia 4,8 años y Portugal con 4,5 años por década⁻¹ presentan también resultados altamente relevadores de este proceso de expansión.

Por su parte, durante la aplicación de la PPC, y a excepción de los países recientemente incorporados, los resultados obtenidos indican que 15 de los 20 países-territorios examinados presentan ratios de crecimiento positivas, incluso con valores superiores al período anterior (1950-1982), lo que sugiere la ineficacia –o directamente inexistencia- de medidas de conservación en los primeros años de la PPC en materia de regulación de pesquerías de aguas profundas. Se trata, sobre todo, de las flotas de Dinamarca con 1,14 años por década⁻¹, España 3,0 años, Groenlandia 2,2 años, Islas Feroe 6,1 años, Islas Malvinas/Falklands 2,6 años, Irlanda 2,6, Países Bajos 10,3 y Portugal 3,7 años por década⁻¹.

4.7. CONCLUSIONES

La expansión de la pesca hacia especies de mayor profundidad y longevidad se ha intensificado en las últimas décadas, como resultado de la sobreexplotación de los recursos situados dentro de las jurisdiccionales nacionales de los países ribereños.

El análisis que aquí se lleva a cabo se basa en las capturas reportadas por los Estados miembros a FAO y sobre la información de profundidad y longevidad de las especies capturadas por la flota de la Unión Europea que se recoge en *Fishbase*. Los resultados del cálculo de la profundidad y longevidad media de las capturas indican que se está

produciendo una gran expansión hacia pesquerías cada vez más vulnerables, de crecimiento lento, madurez tardía y de elevada longevidad. En concreto, tuvo lugar un incremento de la profundidad media de 83,7 m, desde 163,7 m en los 1950s a 247,4 m en 2003, a razón de una ratio de 64,6 m por década⁻¹. Si incluimos a todas las especies pelágicas, también se observa una trayectoria de crecimiento que, aunque de menor magnitud, revela tendencias ciertamente preocupantes. En este caso, se trata de un aumento de la profundidad de 64,6 m, desde 137,4 m en los 1950s a 202,1 m. En lo que respecta únicamente a las especies de aguas profundas, se advierte un dramático aumento de la profundidad media de las capturas de 141,6 m en el mismo período, esto es, de 407,5 m en 1950 a 549,3 en 2003. El examen por zonas de pesca indica que el área del Antártico exhibe el mayor incremento de la profundidad media de las capturas de especies de fondo en los últimos años, con algo más de 470,2 m, desde 241,2 m en la mitad de los 1960 hasta 712 m en el 2000, una ratio de más de 195,9 m por década⁻¹.

Finalmente, el análisis por países-territorios, indica que, en lo que respecta a las especies de fondo que no incluye a los pelágicos, los que han experimentado los mayores incrementos de la profundidad media en los últimos cincuenta años son Islas Malvinas/Falklands con 402,4 m, Ucrania 185,98 m, Portugal 153,25 m y Polonia 146,20 m. Los países que presentan un incremento significativo de la longevidad media durante 1950-2006 son, nuevamente, Islas Malvinas con 14,9 años, Ucrania 13,1 años y Portugal 11,4. Las ratios de crecimiento más elevadas se observan en Malvinas/Falklands con 7,1 años por década⁻¹, Letonia 4,1 años y Estonia y Ucrania con 4 años por década⁻¹.

Esto sugiere que ante las actuales medidas de conservación vigentes, la Unión Europea debe aprobar acciones de carácter urgente ante el riesgo de colapso de este tipo de recursos marinos tanto en el ámbito del Atlántico Nordeste, como en las demás zonas

donde operan los buques europeos. Sin embargo, cabe señalar una serie de limitaciones en la metodología adoptada y en la información tratada que debe tenerse en cuenta al momento de interpretar los resultados alcanzados. Primero, la base de datos de FAO de capturas no incluye información sobre descartes y capturas ilegales, por lo que los valores aquí presentados deben considerarse como un umbral mínimo.

Segundo, la resolución taxonómica de las especies en pelágico-nerítico, pelágico-oceánico, batipelágico, bentopelágico, demersales y batidemersales, no siempre posee una entidad lo suficientemente detallada, lo que dificulta la posterior desagregación para el cálculo de la profundidad y longevidad media, originando dificultades adicionales en un análisis a escala global como este.

Tercero, hemos empleado el rango de profundidad y longevidad media cuando, en rigor, muchas especies son capturadas a profundidades mayores, como el reloj anaranjado o el bacalao de profundidad. Es por ello que si se dispusiera de una resolución taxonómica más refinada y se tomaran en consideración los valores de profundidad y longevidad máximos reportados, los efectos de la expansión de la flota comunitaria serían, presumiblemente, todavía mayores.

PARTE 2:

MEDICIÓN DE LA PÉRDIDA DE

BIODIVERSIDAD MARINA

CAPÍTULO 5

RESILIENCIA, DIVERSIDAD, CAPACIDAD CO-ADAPTATIVA Y SOSTENIBILIDAD DE LOS SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS: EL CASO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

“Are humanity's dealings with nature sustainable? Can we expect world economic growth to continue over the foreseeable future? Should we be confident that knowledge and human skills will increase in such ways as to lessen our reliance on nature in relation to humanity's growing numbers and rising economic activity?”

Dasgupta, P. (2008) The Place of Nature in Economic Development.

5.1. INTRODUCCIÓN

La alteración humana de los ecosistemas marinos es importante y continúa creciendo, como resultado de las amenazas antropogénicas a las que se encuentran sometidos: la concentración poblacional en las zonas costeras, la sobreexplotación de los recursos marinos, el cambio climático, la pérdida de biodiversidad biológica, la eutrofización, los daños a los hábitat naturales, la contaminación por residuos, por mareas negras, las pruebas nucleares, el tráfico marítimo, entre otros, actúan de manera acumulativa y con efectos a menudo difusos (Vitousek *et al.*, 1997).

Todo está originando una acelerada pérdida de poblaciones y biodiversidad de especies de consecuencias largamente desconocidas aunque todavía reversibles, las ratios de declive y colapso aumentaron y el potencial de recuperación, estabilidad y calidad del agua descendieron exponencialmente (Worm *et al.*, 2006). Los problemas asociados a las perturbaciones de los ecosistemas son numerosos, y mientras los biólogos y ecólogos pretenden conservar el capital natural, los economistas convencionales continúan buscando la optimización de los factores de producción y el mayor rendimiento económico de los recursos.

Detrás de estas diversas visiones, surge el convencimiento de que no existe un sólo problema relacionado con la gestión de los recursos naturales, tales como el incremento de la población, el crecimiento económico, la degradación de las zonas costeras, la pobreza, etc. En todo caso, existen distintas visiones y al mismo tiempo una larga lista de problemas vinculados con la escasez de recursos naturales.

La respuesta de los ecosistemas a las perturbaciones provocadas por los seres humanos difiere en las escalas temporal, geográfica y espacial, donde el tipo y la intensidad en el uso de los recursos también son diferentes. En algunas sociedades

donde se practica el uso sostenible de los recursos, ha tenido lugar una adaptación co-evolucionará entre los sistemas ecológicos y sociales que ha permitido la permanencia y continuidad, más o menos estable, de los ecosistemas (Berkes y Folke, 1998).

La evaluación de los sistemas complejos como el medio marino está considerada como una frontera interdisciplinar de investigación, de manera que nuevos conceptos y herramientas están siendo empleados en el estudio de la sostenibilidad y la dinámica de los ecosistemas marinos (Ludwig *et al.*, 2001). Entre tanto, la filosofía emergente que reconoce la posibilidad de reducir el grado de incertidumbre requiere de conocimientos adaptativos y de un continuo aprendizaje para responder a los cambios que experimentan los ecosistemas (Walker *et al.*, 2002).

Esto está en estrecha relación con la dependencia del conocimiento ecológico (*Local ecological knowledge*) y social del medio, la existencia de instituciones flexibles y de organizaciones adaptativas (Ostrom, 1999). La idea de emplear el conocimiento ecológico y social de los usuarios del recurso para mejorar los mecanismos de gobernanza ha sido propuesta recientemente como una potencial y eficaz herramienta de gestión, encontrándose actualmente bien documentada y establecida (Colding y Folke 2001, Drew 2005). El conocimiento tradicional del medio constituye un atributo de las sociedades con una extensa continuidad histórica en la práctica del uso de los recursos (Dei, 1993). Esta idea combina el conocimiento dinámico de los usuarios locales con una gestión colaborativa de los recursos marinos (Holling, 1978).

Por otra parte, y en estrecha conexión con lo ya expuesto, uno de los errores habituales en el estudio de los cambios de los ecosistemas marinos está asociado a que estas transformaciones suelen ser lineales, predecibles y controlables. Antes al contrario, ambos, sistemas naturales y sociales, se caracterizan por actuar de forma no lineal, con múltiples posibles soluciones y limitada predictibilidad (Folke *et al.*, 2004).

La visión de que los ecosistemas naturales son sistemas inherentemente dinámicos y altamente impredecibles ha tomado una fuerte robustez y validez científica en los últimos años (Scheffer *et al.*, 2001).

Sin embargo, hasta el momento la comunidad científica no ha explorado todos estos aspectos de manera detallada, por lo que en este capítulo nos proponemos abordar teóricamente todos estos aspectos y cómo se relacionan con la explotación del medio marino. En primer lugar, se examina una de las cuestiones menos investigadas, como es la magnitud y características de la resiliencia como capacidad para absorber los cambios que sufren los ecosistemas marinos. En particular, se identifican los efectos del cambio climático sobre el medio y las poblaciones de peces.

En segundo lugar, presentamos las relaciones entre los sistemas socio-ecológicos y los ecosistemas marinos, explicando las implicaciones de un adecuado marco de gobernanza.

En tercer lugar, se exploran las relaciones entre la capacidad adaptativa de los ecosistemas ante las modificaciones del conocimiento local de los usuarios sobre los recursos marinos, así como los atributos de una gobernanza sostenible, y las interacciones entre los usuarios y las instituciones formales y no informales.

En cuarto lugar, se presenta el principio de precaución como el paradigma universalmente válido para la nueva gestión de los recursos marinos, planteando los problemas hasta el momento detectados.

En quinto lugar, se presentan las intrínsecas vinculaciones entre la resiliencia y los bienes y servicios que aportan los ecosistemas marinos a los seres humanos, así como las ventajas de incorporar en los mecanismos de gestión factores de descuento intergeneracional de tal manera de considerar los intereses de las generaciones futuras.

Por último, se aborda el análisis de la resiliencia de la pesca artesanal, exponiendo las razones para la incorporación de métodos que midan el conocimiento local de los pescadores sobre el medio marino, los bienes y servicios que éste provee y las relaciones de los usuarios con las instituciones formales e informales. Para ello, se presenta una propuesta de medición de la resiliencia y la capacidad adaptativa a la pesca artesanal.

5.2. LA RESILIENCIA DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

5.2.1. Relaciones entre la resiliencia y la sostenibilidad

Habitualmente la resiliencia es medida por los cambios que los ecosistemas pueden tolerar antes de que ingresen en un estado de diferente configuración, controlado por diferentes procesos y proveyendo distintos flujos de bienes y servicios. En términos generales, la resiliencia de un ecosistema con respecto a las condiciones ambientales depende de la capacidad de las especies de soportar cambios de las funciones claves tan pronto como se alteren las condiciones ambientales. La resiliencia es, entonces, la capacidad del sistema para superar un stress y recuperarse, o incluso endogeneizar los cambios y trascenderlos (Holling, 1973; Folke *et al.*, 2003; Walkers, 2003). Así, los efectos no serán tan negativos sobre una especie siempre y cuando exista una especie similar que cumpla las mismas funciones ecológicas en el ecosistema.

Si, en cambio, no existieran substitutos, el colapso de algunas especies resulta determinante en el propio funcionamiento del ecosistema (Westoby *et al.*, 1989). La capacidad de los ecosistemas de regenerarse después de un acontecimiento perturbador dependerá de las características de la resiliencia que opera a distintas escalas. Una vez que esa nueva configuración emerge, la restauración puede ser muy costosa o incluso irreversible, y existen numerosos casos de profundos cambios que han ocurrido en los

ecosistemas marinos (Scheffer *et al.*, 2001; Pauly *et al.*, 2002; Christensen *et al.*, 2003; Hilborn *et al.*, 2003; Myers y Worm, 2003; Pandolfi *et al.*, 2003; Essington *et al.*, 2006; Heithaus *et al.*, 2008), con una elevada vulnerabilidad a la extinción de especies (Cheung *et al.*, 2005) y con severos impactos sobre los flujos de bienes y servicios que éstos generan (Worm *et al.*, 2006). En la actualidad no parecen existir indicios de que estos patrones de explotación puedan comportarse de manera diferente (Hutchings, 2001; Dulvy *et al.*, 2003), por lo que la continuidad en el número de especies marinas próximas al colapso o a la extinción constituye una seria amenaza (Myers y Worm, 2004). El reciente e inesperado crecimiento en la frecuencia, intensidad y duración de la aparición de algas en las zonas costeras parece sugerir una robusta correlación con cambios drásticos en la temperatura y salinidad del agua (Vistousek *et al.*, 1997).

Por otra parte, el medio ambiente marino presenta un elevado grado de complejidad, numerosos hábitat y un alto grado de biodiversidad (Borja *et al.*, 2008). Las interacciones entre las especies en una red trófica son complejas y no lineales (Folke *et al.*, 2007). Los ecosistemas marinos contienen estructuras complejas basadas en una autoorganización espacial y temporal. Debido a que estos ecosistemas revisten características evolutivas más que mecanicistas, suelen exhibir un bajo grado de predictibilidad (Costanza *et al.*, 1993; Costanza *et al.*, 1999a). En este escenario, en los últimos años han surgido nuevos enfoques acerca del rol de la resiliencia, la co-adaptabilidad y la sostenibilidad de los ecosistemas marinos, evidenciando una intrínseca conexión entre cada uno de estos componentes. La resiliencia a menudo está asociada a la magnitud del stock que el sistema puede absorber y permanece en un estado estable, con el grado de auto-organización del ecosistema y con su capacidad de aprendizaje y adaptación a los cambios (Folke *et al.*, 2002; Walker *et al.*, 2002); y sostiene de manera directa el flujo de bienes y servicios que proveen los ecosistemas

(Berkes y Folke, 1998; Hughes *et al.*, 2005). Holling (1986) describió el comportamiento de un ecosistema como una secuencia dinámica en la que interactúan cuatro funciones básicas: explotación, conservación, remisión y reorganización.

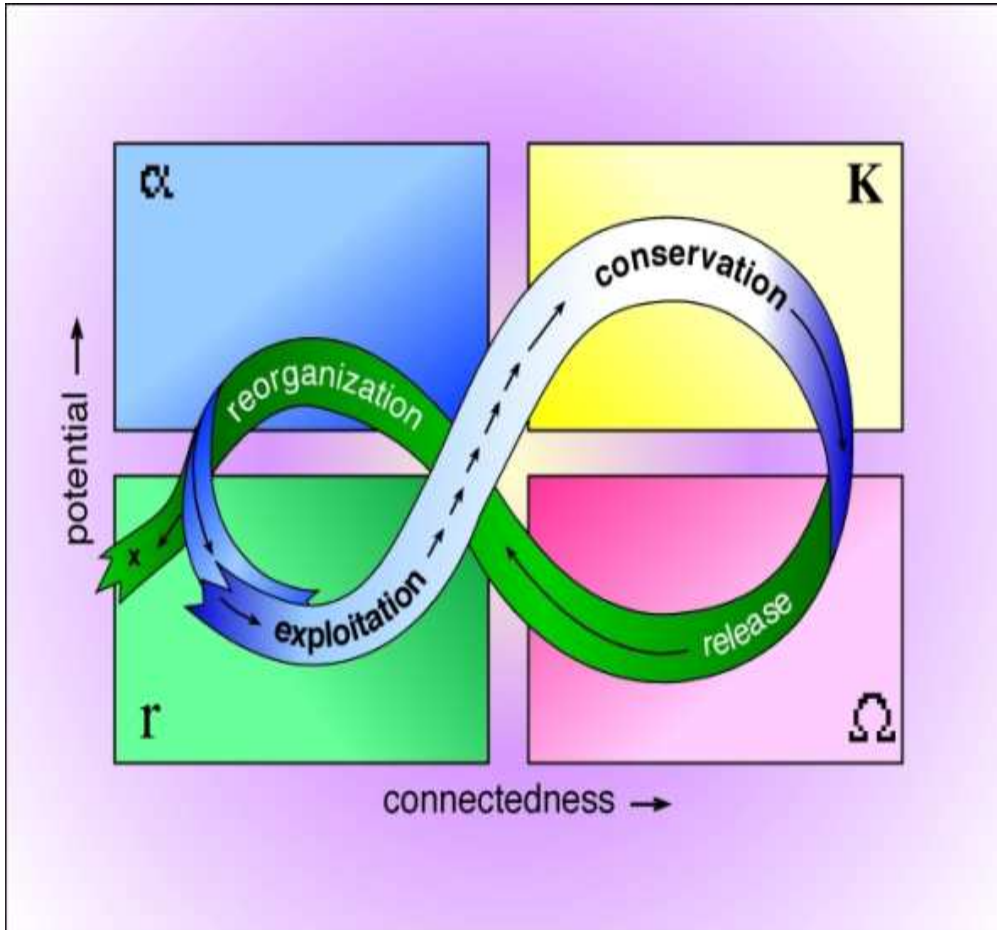


Figura 17 Representación gráfica de las cuatro funciones y flujos de los ecosistemas.
Fuente: Folke *et al.* (2002).

La estabilidad y productividad de un ecosistema viene determinada por la primera de estas funciones. Así, mientras que la resiliencia es la capacidad del sistema para superar un stress y recuperarse; la estabilidad atiende a cuán resistente es un ecosistema a las perturbaciones o cualquier otra reorganización fundamental.

Por el contrario, la perturbación natural forma parte de la evolución y desarrollo de los ecosistemas, y parecen ser cruciales para asegurar su resiliencia e integridad (Folke *et al.*, 1996). Esto tiene enormes implicaciones en la gobernanza de los ecosistemas marinos ya que la intervención humana dependerá de las diferentes escalas temporales y

geográficas. Habitualmente, la salud de los ecosistemas se mide por la variación en la abundancia de un número reducido de especies. La debilidad de este tipo de mecanismos que actúan sobre el comportamiento de las especies radica en que sólo se conoce (parcialmente) las variaciones de las poblaciones comerciales sin entrar en el complejo pero indispensable análisis de los efectos de la reducción de la abundancia de estas especies sobre el resto de los ecosistemas (Hughes *et al.*, 2005).

5.3. ALTERANDO LA RESILIENCIA DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS: LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

5.3.1. Los ecosistemas marinos como reguladores de las funciones biogeoquímicas

Los océanos cubren alrededor del 71% de la superficie de la tierra desde los trópicos hasta las regiones polares, cuentan con una profundidad media de 4.000 m de profundidad, comprenden más de 14 billones de km³, siendo una masiva reserva de carbono inorgánico de todo el planeta.

Los océanos y la atmósfera actúan como un sistema conjunto y estrechamente relacionado. Los océanos absorben dióxido de carbono de la atmósfera y se estima que en torno a la mitad del dióxido de carbono (CO²) producido por las sociedades en los últimos 250 años ha sido captadas por los océanos (Royal Society, 2005). Además, cambios en la temperatura de los océanos provocan también modificaciones en la fuerza de los vientos, lo que en última instancia altera la circulación oceánica de los mares.

5.3.2. Efectos del cambio climático

El cambio climático constituye un factor relevante en la determinación pasada y futura de la distribución de la biodiversidad marina (Peterson *et al.*, 2002). En los

mares, los patrones de distribución y riqueza marina están fuertemente influenciados por factores medioambientales (Hilborn y Walters, 1992; Agnew *et al.*, 2005; Portela *et al.*, 2005).

En los últimos años ha tenido lugar una auténtica explosión de estudios empíricos relacionados con el cambio climático en las pesquerías, y los progresos alcanzados parecen sugerir que están produciendo alteraciones en las pesquerías comerciales en general (Parsons y Lear, 2001; Drinkwater 2005; Lehodey *et al.*, 2006; Drinkwater *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2009), en el Atlántico Nordeste (Hannesson, 2007) y aguas de Noruega (Stenevik y Sundby, 2007); cambios en las comunidades bióticas, la fisiología y la productividad de las especies (Perry *et al.*, 2005; Schmittner, 2005), en las comunidades de microorganismos e invertebrados bentónicos (Kling *et al.*, 2003), y en la distribución de numerosas especies de peces (Poff *et al.*, 2002) como el atún tropical (Lehodey *et al.* 2003), o el krill en el Hemisferio Sur (Atkinson *et al.* 2004).

Se sabe que cuando los ecosistemas marinos están siendo explotados de manera intensa, presentan una mayor vulnerabilidad a los efectos del cambio climático (Brander, 2006; Ottersen *et al.*, 2006; Perry *et al.*, 2008). El cambio climático también influirá incrementando de enfermedades en las comunidades biotas, afectando a las estructuras de las redes tróficas (Winder y Schindler, 2004). La Tabla 34 muestra la revisión de la literatura que recoge los principales estudios vinculados al cambio climático y la pesca.

Tabla 34 Revisión de la literatura sobre los análisis cuantitativos de los efectos del cambio climático sobre la distribución y abundancia de la riqueza marina

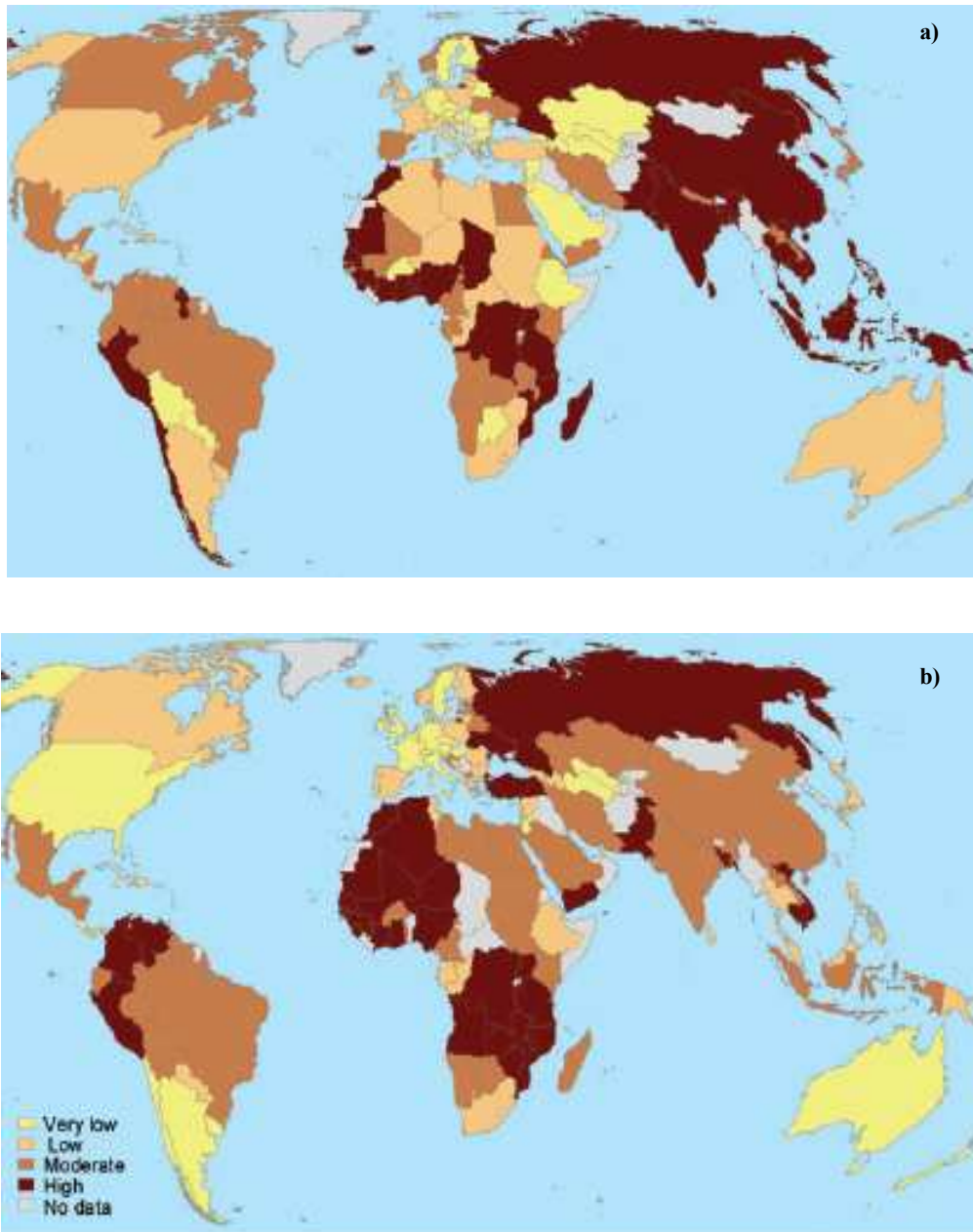
Área de estudio	Período de tiempo	Especies examinadas	Sumario de resultados
Global	Futuros escenarios	Bonito (<i>Katsuwonus pelamos</i>)	El incremento de la concentración de CO ₂ modificó significativamente el hábitat de la especie en el Pacífico, con una extensión en hábitat favorables a través del trópico
Global	Indeterminado	Tipología de impactos sobre los ecosistemas marinos	El cambio climático puede afectar a las poblaciones de peces a través de diferentes maneras, operando a una gran variedad de escalas temporales y espaciales, tanto desde los niveles tróficos inferiores como a los predadores de niveles superiores.
Atlántico Nordeste	1945-1995	Bacalao, caballa, arenque, anchoas y sardinas	Se espera que el cambio climático afecte la localización y productividad de los stocks
Aguas de Noruega	1900-2000	Stocks comerciales	La respuesta de varios ecosistemas marinos será distinta a los efectos del cambio climático. En el Mar del Norte, la abundancia de algunas poblaciones se reducirá y en otras aumentará.
Atlántico Norte y plataformas continentales europeas	1960-1999	Copépodos calanoides	La riqueza de especies del sur y pseudo-oceánicas aumentó en 10° de latitud, mientras que la riqueza de las especies de aguas frías del subártico y ártico decreció en el norte
Mar del Norte	1925-2004	> 300 poblaciones	Especies con afinidades biogeográficas del sur aumentaron su abundancia en los 1990s
	1977-2001	36 especies demersales	La distribución de 15 de 66 especies cambió en relación al clima, y 13 de ellas la alteraron hacia el norte. Los límites de distribución de 10 especies se modificaron con el cambio climático
	1977-2003	118 peces, con 6 de grupos multispecíficos	Incremento de la riqueza de la fauna marina relacionados con patrones biogeográficos y con el cambio climático
	1977-2002	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	Descenso del óptimo espacial del hábitat de la especie
	Escenarios futuros (2000-2050)	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	El cambio climático incrementará el declive de bacalao en el Mar del Norte
1950s-1990s	Plancton, peces y crustáceos	Cambios en el <i>North Atlantic Oscillation Index</i> provocarán alteraciones sustanciales en los ecosistemas marinos	
Costa de Noruega y Svalbard	Entre 1977, 1994 y 2002	Mejillón (<i>Mytilus edulis</i>)	Expansión del rango de distribución desde Noruega a la Isla de Svalbard, con un rango extendido hacia el norte de 1000 km hacia la Isla Bear, y luego Isfjorden e Isla de Svalbard
Gran Bretaña e Irlanda, zona intermareal	1950s, 1980s, y 2002-2004	33 especies de flora y fauna intermareal	Extensión del rango de distribución hacia el norte y noreste de especies del sur incluidas <i>Osilinus lineatus</i> y <i>Gibbula umbilicales</i>
Irlanda, zona intermareal	1950-2003	27 especies de roca en la zona intermareal	Una especie del norte y especies introducidas aumentaron su abundancia, 5 del norte, 1 del sur y otras 4 redujeron su abundancia.
Canal Inglés y Canal de Bristol	1913-2002	72 especies spp. y 81 especies de ambos canales	El cambio climático ha tenido un fuerte impacto en la composición de la comunidad.
Oeste de Canal Inglés	1920s-1980s	Zooplancton e invertebrados de la zona intermareal	Incremento de la abundancia y extensión del rango distribucional de especies templadas durante período de <i>warming</i> y viceversa para las especies de aguas frías. Se observa lo contrario durante el período de COOLING. Cambios latitudinales de 193 km en 70 años (=28 km por década). Incremento de la temperatura media de 2°C en 50 años. Futuros cambios se extrapolaron para obtener valores de 60-130 km por década.
Portugal, zona intermareal	1950s, y 2003-2005	Intermareal gastropópedo (<i>Patella rustica</i>)	Cambios en la distribución histórica de la costa portuguesa
Mar de Wadden	1984-2006	Meso zooplancton	Extensión de la temporada de pesca de copépodos y mayor abundancia
Mediterráneo Noroeste	1970s a 1998-2003	2 especies endémicas (<i>Hemimysis speluncola</i> y <i>H. Margalefi</i>)	Reducción en la abundancia y distribución de <i>H.speluncola</i> (tendiendo menor tolerancia a cambios de temperaturas durante el cambio climático) y reemplazo por <i>H. margalefi</i> (tendiendo mayor tolerancia a cambios de temperatura).
Atlántico Noroeste	1967-1990	36 especies de peces y cefalópodos	Cambios en la latitud media de ocurrencia en 12 de 36 especies, explicado en gran

Resiliencia, diversidad, capacidad co-adaptativa y sostenibilidad de los sistemas socioecológicos

			medida por variaciones en la temperatura de agua.
Atlántico Nordeste (Newfoundland)	1505-2004	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	El clima afecta la productividad de la población.
Plataforma continental Noreste USA	1963- escenarios futuros	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	La distribución del bacalao está fuertemente influenciada por la temperatura. El cambio climático origina pérdida de hábitat, particularmente en la zona sur, y reduce la supervivencia durante las etapas tempranas de vida.
Plataforma continental Mar de Bering	1982-2006	46 peces e invertebrados	Cambios en la distribución de las comunidades hacia el norte. La invasión de la fauna subantártica provocó un incremento de la biomasa., la riqueza de especies y el nivel trófico medio. El centro de distribución de 40 taxa se modificó en 34 km de promedio.
Pacific Grove, California	Entre 1931-1933 y 1993-1996	62 especies de macroinvertebrados de roca	10 de 11 taxa spp. del sur incrementaron su abundancia, en 5 de 7 spp. disminuyó, y las taxa cosmopolitas mostraron una débil tendencia hacia el descenso (12 spp. aumentaron y 16 spp. decrecieron)
Bahía de Monterrey, California	Entre 1930-1990s	>130 especies	Incremento de la abundancia de gastrópodos sureños y moluscos.
Zona rocosa intermareal, California	Finales 1970s, 1980s-2000s	Gastrópodo (<i>Kelletia kelletii</i>)	Cambio hacia el norte del límite norte de distribución.
	Entre 1921-1931 y 1983-1993	45 especies de invertebrados	8 de 9 especies del sur incrementaron la abundancia, la abundancia de 5 de 8 de especies del norte disminuyó y no se aprecia una tendencia clara para las especies cosmopolitas.
Zona rocosa intermareal, Chile	Entre 1962 y 1998-2000	10 especies zona intermareal	8 de 10 especies no presentan síntomas de expansión de la distribución del límite sur; en promedio, las especies muestran pequeños y no significantes contracciones, con bajas ratios de cambio por década (0.18 latitud por década)
Galicia	1900-2005	Aguas adyacentes	La temperatura superficial del aire sobre el mar y del mar aumentó a una tasa de alrededor de una décima de grado por década. La variabilidad observada en la temperatura está correlacionada con la variabilidad en la fuerza atmosférica
	1965-2005	Dinámica de las Rías de Galicia	Evidencias de cambio en las características de las masas de agua superficiales a una tasa media de 0,17 °C por década, especialmente intenso desde hace 30 años, 0,27 °C por década. En las aguas superficiales la tendencia es inversa.
	1965-2005	Fitoplancton y zooplancton marino	Se observó una disminución significativa de las diatomeas, especialmente en la zona oceánica. También hay indicios de un incremento –aunque no significativo- de los dinoflagelados Los resultados indican que los efectos de los cambios climáticos sobre el fitoplancton se pueden manifestar con varios años de retraso. En relación al zooplancton, la abundancia y biomasa aumentó desde los 1990s. Estos incrementos fueron significativos en la serie de Vigo y no en A Coruña.
	1957-2007	Cultivo de mejillón	Reducción significativa de la duración del período favorable al afloramiento en un 30% y de su intensidad en un 45% en los últimos 40 años.
	1994-2007	Pesquería de pulpo	El patrón del viento estacional y episódico explica el 82% de los cambios interanuales en las capturas
			Pesquería de sardina
Diferentes ecosistemas marinos	Proyecciones futuras	Pacífico Norte, áreas de noroeste de las Islas de Hawaii, Mar de Barents y de Bering, Costa de California, Canarias y Corriente de Humboldt	Se prevé un incremento de la temperatura del agua en Pacífico Norte de 1°-2,5°C, Islas de Hawaii 1,2° C en verano (2000-2050), en Mar de Barents y Bering disminuirá la superficie de hielo en un 36-43%; en la Costa de California, Canarias y Corriente de Humboldt se observa un largo grado de incertidumbre.

Fuente: elaborado a partir de Cheung *et al.* (2008), Parsons y Lear (2001), Brander (2006), Hannesson (2007), Loeng y Drinkwater (2007), Stevenik y Sundby (2007), Álvarez-Salgado *et al.* (2009); Bode *et al.* (2009); Drinwater (2009), Ottersen *et al.* (2009), Otero *et al.* (2009); Rosón *et al.* (2009); Varela *et al.* (2009); Wang *et al.* (2009).

Asimismo, se prevé la reducción de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas, generando un elevado impacto en las economías que depende de los recursos marinos como abastecimiento alimentario, ya que más de un billón de personas viven en zonas costeras (Pauly *et al.*, 2005), en particular en los países en vías de desarrollo, mucho más vulnerables al cambio climático (Allison *et al.*, 2009) (Mapa 3).



Mapa 3 a) Sensibilidad y b) Vulnerabilidad de las economía a los efectos del cambio climático sobre las pesquerías.
Fuente: Allison *et al.* (2009).

Sin embargo, hasta el momento se ha prestado escasa atención a los impactos del cambio climático sobre las pesquerías artesanales, generadoras de millones de puestos de trabajo en todo el mundo (McClanahan *et al.*, 2008). Además, las observaciones empíricas realizadas hasta el momento indican que las especies marinas responden ante las variaciones medioambientales modificando su distribución latitudinal y profundidad media (Dulvy *et al.*, 2008), perturbando la productividad de los stocks (Hannesson, 2007) y los servicios que brindan los ecosistemas, pudiendo afectar de manera impredecible las pesquerías comerciales (Worm *et al.*, 2006; Cheung *et al.*, 2008).

Uno de los efectos del cambio climático más relevantes es el relacionado con el aumento del nivel del mar. Existen fuertes evidencias del incremento del nivel asociado al aumento de las consecuencias de los gases de efecto invernadero. Se ha constatado un incremento global del nivel del mar 120 m durante los últimos milenios que siguieron a la era glacial (IPCC, 2007). Desde entonces, no se han registrado cambios sustanciales en el nivel del mar hasta finales del Siglo XIX, donde se estima que el nivel ha crecido a una ratio de 1,7 mm año⁻¹.

A pesar de las diferentes metodologías basadas en datos geológicos e imágenes satelitales y de los resultados obtenidos (Cazenave y Nerem, 2004; Ngo-Duc *et al.*, 2005), parece claro que existe una simple evidencia de los datos empíricos y de los modelos climáticos de que la temperatura global de la tierra ha aumentado en los últimos 100 años, ascendiendo por encima de 0,6C° desde 1900 y puede continuar creciendo a una ratio de 0,2C° (IPCC, 2007).

Igualmente, el incremento de CO² en los océanos afecta el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos. Este aumento también reduce la capacidad de los océanos de captar más CO², y torna más ácida su composición, lo que a posteriori reduce las concentraciones de iones de carbono que influyen en la capacidad biológica de los

océanos (Caldeira y Wickett, 2003). Sin embargo, se sabe relativamente poco acerca de la respuesta de los ecosistemas marinos a la combinación de todos estos efectos (IPCC, 2007).

5.3.3. Proyectando el futuro en un incierto medio marino en transformación

Las proyecciones del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) estiman que, dependiendo de los escenarios de simulación, la temperatura global de la tierra podría incrementarse en ± 1.1 – 6.4 C° para el año 2100, con las mejores estimaciones oscilando en torno a ~ 1.8 – 4.0 C° (IPCC, 2007b), aunque los cambios de temperatura superficial de los océanos es altamente variable en términos geográficos (Nicholls *et al.*, 2007).

Se espera, en consecuencia, que los efectos del cambio climático sean importantes, y en algunos casos, como los arrecifes de coral, extremadamente graves (Munday *et al.*, 2008). Por otra parte, no existe consenso científico acerca de la magnitud de los efectos derivados del cambio climático sobre el fenómeno de El Niño, aunque sí se sabe que el cambio climático será una significativa fuente de variabilidad periódica de la temperatura superficial en la región del Pacífico (Lough, 2007).

También el cambio climático afectará la distribución y biodiversidad de los manglares, comunidades ecológicas con una elevada riqueza de peces y crustáceos, que constituyen una valiosa fuente de energía para las redes tróficas de las zonas costeras, y exportan carbono en forma de plantas y detritus animal, lo que estimula la productividad de los estuarios y las zonas costeras. Los efectos del cambio climático pueden agravar el estado de los manglares en algunas zonas del planeta, luego de la

conversión a plantas acuícolas de crustáceos en las últimas décadas en Vietnam (Binh *et al.*, 1997), India (Zweig, 1998) y Tanzania (Crona, 2006).

5.4. LOS ECOSISTEMAS MARINOS COMO SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS

No existe una visión universalmente válida y aceptada para la formulación de las relaciones entre los sistemas sociales y ecológicos (Berkes y Folke 1998). Sin embargo, parece existir una práctica unanimidad en que el tradicional modelo conceptual que sólo busca la optimización de los recursos marinos bajo la suposición de que los ecosistemas se encuentran en un estado más o menos estable, está siendo fuertemente criticada y puesta en duda (Hilborn y Walters, 1992; Hughes *et al.*, 2005).

Estas críticas parten de la formulación de nuevos paradigmas a favor de prácticas de gestión que reconocen los vínculos entre los aspectos sociales y ecológicos de los ecosistemas, y que se caracterizan por un enfoque multinivel, con múltiples posibles soluciones y capaces de considerar la inherente incertidumbre en la gestión (Scheffer *et al.*, 2001).

Las ciencias sociales han estado a menudo relacionadas con la gestión comunitaria de los recursos marinos, incorporando cuestiones particularmente relevantes como los derechos de propiedad, ofreciendo lecciones exitosas a múltiples escalas y niveles (Hilborn y Walters, 1992; Hilborn *et al.*, 2005). No obstante, el creciente reconocimiento de que los seres humanos somos una parte de los ecosistemas dinámicos, ha comenzado a emerger como una nueva fusión entre la ecología marina, la biología pesquera y la economía (Hilborn *et al.*, 2003).

Es así como la ciencia pesquera está evolucionando desde una visión de optimización del máximo rendimiento sostenible y que pregona el estudio individual de

las poblaciones de peces, hacia una perspectiva multiespecífica basada en el principio de precaución y el enfoque por ecosistemas que considera el impacto de la actividad humana no sólo en las especies explotadas sino también en aquellas que son afectadas de manera indirecta a través de los *by-catches* (Christensen *et al.*, 2003; Myers y Worm, 2003; Walters y Martell, 2004; Cheung y Sumaila, 2008; Davies *et al.*, 2009), de la pesca ilegal (Agnew, 2000; Agnew *et al.*, 2005; MRAG, 2008; Agnew *et al.*, 2009) u otras prácticas de negativas para el medio marino.

Una inadecuada visión y por ende implementación de un sistema gestión de los ecosistemas marinos puede destruir o mantener su resiliencia dependiendo de cómo los sistemas socio-ecológicos se auto-organizan en respuesta a las acciones de los seres humanos. Las consecuencias de los fracasos en la gestión tradicional de pesquerías no se circunscriben solamente a las especies comerciales, puesto que más de un tercio de las capturas mundiales corresponden a descartes (Alverson *et al.*, 1994; Pitcher y Chuenpagde, 1994; Kelleher, 2005).

Por otra parte, el uso de artes no selectivas como factor que origina el deterioro físico de los hábitat se encuentra bien documentada en los últimos años (Auster *et al.*, 1996), como los arrecifes de coral (Etnoyer y Morgan 2003; Pandolfi, 2005). Además, también se han estudiado las complejas estructuras de los ecosistemas y su relación con la abundancia de las pesquerías, sugiriendo una fuerte vinculación entre ambos.

El medio ambiente marino presenta un elevado grado de complejidad, numerosos hábitat y un alto grado de biodiversidad (Borja *et al.*, 2008), y las interacciones entre las especies en una red trófica son complejas y no lineales (Folke *et al.*, 2007). Es por ello que un medio marino sujeto a continuos cambios requiere de acciones constructivas que relacionen la resiliencia y los sistemas socio-ecológicos y que incorporen a todos los grupos e instituciones locales (Folke *et al.*, 2002).

Los sistemas socio-ecológicos se encuentran en constante cambio, desde pequeñas modificaciones hasta drásticos cambios. Esto es, la perturbación natural forma parte de la evolución y desarrollo de los ecosistemas marinos, y parecen ser cruciales para asegurar su resiliencia e integridad (Folke *et al.*, 1996). Estos cambios son a menudo conocidos, y se sabe que pueden ser costosos, e incluso muchas veces son procesos imposibles de revertir. De forma similar, la gobernanza puede ser capaz de mejorar o, en su caso, remover la capacidad creativa de las comunidades locales, fragmentando los sistemas socio-ecológicos.

5.5. CO-ADAPTABILIDAD, CONOCIMIENTO LOCAL E INSTITUCIONES DE GOBERNANZA

5.5.1. Capacidad adaptativa

La capacidad adaptativa está relacionada con la diversidad biológica y genética y con la heterogeneidad de los ecosistemas (Walters, 1986; Bengtsson *et al.*, 2002). La existencia de instituciones y redes de conocimiento social a nivel local que interactúen entre sí mejoraría los mecanismos de gestión de los ecosistemas marinos (Berkes *et al.*, 2002). La clave para alcanzar una gobernanza sostenible de los océanos radica en la adopción de un enfoque integrado basado en el paradigma de la capacidad adaptativa, donde el proceso de toma de decisiones sea un experimento de conocimiento de la incertidumbre, más que una respuesta estática (Costanza *et al.*, 1999).

Simultáneamente, la co-gestión pesquera se ha visto como una potencial solución para evitar la sobreexplotación y recuperar los ecosistemas marinos (Castilla, 1998), y así beneficiarse de los servicios ambientales que proveen los ecosistemas (Berkes *et al.*, 2006). En efecto, una combinación adaptativa, colaborativa y cooperativa que interactúen de manera conjunta perfeccionaría sustancialmente la operatividad y

efectividad de la gestión (Dietz *et al.*, 2003). Esto se relaciona con las características del actual mercado global que se basa en la extracción de capital natural de ecosistemas de por sí ya degradados y que a menudo queda oculto por el incremento de los beneficios económicos –aunque sean escasos- que se obtienen de estos recursos. Además, el incremento de la capacidad tecnológica de las flotas de pesca y su mayor capacidad operativa, no hacen sino agravar este proceso de maximización de beneficios (Pauly y McLean, 2003; Cheung y Sumaila, 2008).

Esto posee enormes implicaciones en la gobernanza de los ecosistemas marinos, ya que la intervención humana dependerá de las diferentes escalas temporales y geográficas, siendo particularmente relevante el rol que desempeña el actual mercado global no cooperativo. La capacidad adaptativa diseña las políticas de gestión como una serie de experimentos designados para revelar diferentes procesos que construyen o mantienen la resiliencia. Requiere, en consecuencia, un proceso de toma de decisiones flexible en el marco de un sistema de gobernanza multinivel abierto que involucre a todos los agentes (Folke *et al.*, 2002).

La recuperación de los ecosistemas marinos y la reducción del esfuerzo pesquero dependerán de manera crucial de los mecanismos de gobernanza que aúnen en una sola estructura los componentes de mercado y de conservación de capital natural. Desafortunadamente, las respuestas humanas a la sobreexplotación de los recursos marinos en términos acciones de gestión tienden a ser “*maladaptativas*”, a pesar del hecho de que la co-gestión puede aliviar algunos de los problemas relacionados con esta problemática (Pinkerton, 1989). Es así como en la búsqueda de estructuras de gobernanza que gestionen de manera adecuada los recursos naturales, la gestión co-adaptativa es a menudo presentada como una de las potenciales soluciones (Folke *et al.*, 2002, 2004).

La característica dinámica del *learning-by-doing* que suponga una respuesta activa (Walters y Holling, 1990; Hilborn y Walters, 1992) debería garantizar, a priori, la equidad en el proceso de toma de decisiones, lo que fortalece la colaboración y la combinación de diferentes conocimiento locales (Johannes 1998; Gadgil *et al.*, 2003). De esta manera, el desarrollo y evaluación de políticas activamente adaptativos requiere seis pasos básicos (Hilborn y Walters, 1992):

- identificación de hipótesis alternativas a la respuesta del stock de pesca. Aquí cobra especial relevancia la identificación precisa y simple de las incertidumbres, en la forma de distintas hipótesis sobre cómo respondería el stock a diferentes opciones;
- evaluación de si pasos adicionales son necesarios estimando el valor esperado de la información que se estima en óptimas condiciones. La idea que subyace estriba en que encontrar la acción más apropiada si no hubiera aprendizaje en el futuro acerca de cuál acción es la más correcta;
- el desarrollo de modelos de aprendizaje futuros acerca de todas las hipótesis posibles, con el objeto de predecir cuánto tiempo tomará informar cuál (si existe) sería opción más correcta de los diferentes modelos alternativos;
- identificación de opciones de políticas adaptativas. Desconocemos, de forma automática, cuál sería la mejor política si no se abordan acciones experimentales, tales como indagar si merecería la pena o no elevar el esfuerzo pesquero a un nivel extremo por un período corto de tiempo de tal forma de observar cómo respondería el stock;
- desarrollo de criterios para el análisis comparativo de las diversas hipótesis, evaluando el impacto negativo, o no, de las posibles acciones consideradas;

Resiliencia, diversidad, capacidad co-adaptativa y sostenibilidad de los sistemas socioecológicos

- realizar comparaciones formales empleado las herramientas estadísticas, considerando los resultados de los análisis anteriormente realizados.

Por otra parte, la gobernanza incluye diferentes regulaciones locales, regionales y nacionales, los debates, las negociaciones, las elecciones, la resolución de conflictos, las protestas y otras decisiones que en definitiva determinan el proceso de toma de decisiones.

En las ciencias sociales, la existencia de instituciones que sean capaces de aprehender la experiencia y el conocimiento local, creando mecanismos flexibles de gestión y siendo capaces de balancear los diferentes intereses de los grupos sociales que las integran, desempeñan un rol fundamental (Berkes *et al.*, 2002).

5.5.2. Atributos de la gobernanza

La gobernanza de los ecosistemas marinos supone considerar una serie de atributos que aseguren la sostenibilidad a largo plazo. La *participación* de los agentes suele variar atendiendo a las diferentes fases de participación así como a los distintos niveles de actuación (comunicación, debate, mediación, etc.).

Las instituciones *policéntricas* contienen, por definición, múltiples autoridades y centros, teniendo la ventaja de que ofrecen nuevas oportunidades de entendimiento que potencialmente permiten nuevas respuestas a contextos heterogéneos (Cash y Moser, 2000). Este tipo de instituciones son, a su vez, típicamente *multipropósito*, creando oportunidades para no sólo incorporar todos los posibles acuerdos institucionales sino también para reducir los potenciales conflictos (Young, 1994, Berkes, 2002). En lo que respecta a la *representatividad*, se hace referencia a si las autoridades locales y regionales proveen adecuada información y explican de manera coherente los

mecanismos de gestión cuando los resultados no son satisfactorios o esperados (Ribot, 2002) (Figura 18).

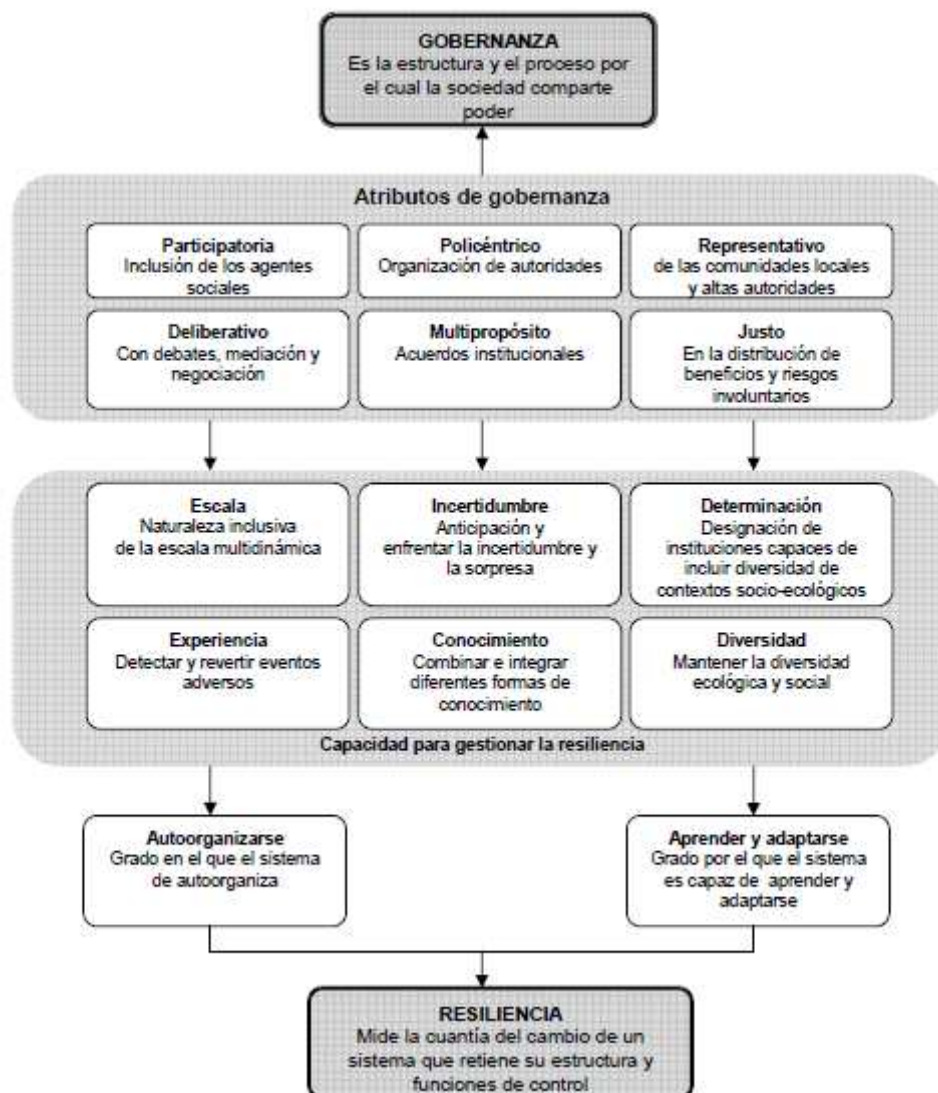


Figura 18 Asociación entre atributos de sistemas de gobernanza y la capacidad para gestionar la resiliencia. Fuente: Lebel *et al.* (2006).

Factores como la transparencia, el monitoreo independiente, la participación de todos los agentes y el control presupuestario, son sólo algunos de los condicionantes que afectarán en última instancia la representatividad. Además, la *justicia social* es el punto central de una buena gobernanza, ya que una injusta distribución de los beneficios y los riesgos involuntarios de cambios medioambientales requiere usualmente de esfuerzos proactivos para reducir las desigualdades. Las injusticias de un sistema no

equitativo acaba por incrementar las desigualdades y, en último término, la calidad de vida de los usuarios de los recursos marinos (Barry, 1999). Lebel *et al.* (2006) aportan un detallado examen empírico de cada uno de estos atributos en la gestión de recursos naturales.

Todos estos atributos aportarán una mayor flexibilidad y harán que el sistema de gobernanza sea mucho más operativo, facilitando su capacidad de autoorganización, adaptación y aprendizaje. La habilidad de desarrollar estas habilidades significa que el sistema de gobernanza alcanzará una serie de objetivos concretos y será capaz de redefinirlos cuando las circunstancias cambien (Adger *et al.*, 2005). Esta apertura al aprendizaje implica aceptar la irreversibilidad del cambio y la habilidad de desarrollar nuevos conocimientos sobre el recurso marino, lo que sin duda mejorará la relación entre las reglas de gestión entre los usuarios y gestores pesqueros (Holling, 1986; Walters, 1986).

5.6. EL PRINCIPIO DE PRECAUCIÓN EN LA PESCA

5.6.1. Evidencia empírica acumulada

La gestión de pesquerías comerciales requiere de un buen conocimiento científico sobre el comportamiento de las especies explotadas. La ciencia pesquera del siglo XXI que se utiliza para evaluar el estado de los stocks aun se encuentra dominada por los modelos de población desarrollados por Schaefer y Beverton y Holt para el análisis de especies individuales de los años 1950s (Schaefer, 1954; Beverton y Holt, 1957; Pauly *et al.*, 2002; Beddington *et al.*, 2007).

Con frecuencia, se argumenta que la evaluación científica uniespecífica o convencional no ha servido para evitar los frecuentes colapsos de las últimas décadas (García y Grainger, 1997; Sutinen y Soboi, 2003), como la sardinela de India (1965-66),

el arenque en el Atlántico Noroeste (1968-69), el bacalao de Groenlandia (1968), el eglefino en el Georges Bank (1968), la sardina de Namibia (1970-71), la anchoveta peruana (1972-73), la sardinela del Golfo de Guinea (1973-74) y el bacalao en las costas de Canadá (1992) (García *et al.*, 2003).

No obstante, en la práctica, lo que ha sucedido es que a pesar del llamamiento a la adopción del principio de precaución o enfoque por ecosistemas, lo cierto es que la mayor parte de las consideraciones ecosistémicas son, de momento, manipulaciones *ad hoc* del enfoque de evaluación uniespecífica (Beddington y Kirkwood, 2007). A pesar de ello, los progresos computacionales han significado la creación de sofisticados modelos de estimación de abundancia de los stocks, y junto a ellos, la apreciación y valoración sobre cómo los stocks responden a la variabilidad medioambiental (Hilborn y Walters, 1992).

En todo caso, surge un interrogante sumamente relevante pero escasamente discutido hasta el momento y mucho menos incorporado en regulaciones pesqueras, y es: cuán presente se encuentra el concepto de potencial irreversibilidad en el proceso de toma de decisiones en la ciencia pesquera? A pesar de que la ciencia no es habitualmente bien comprendida, existen casos de colapso de pesquerías en los que no está claro si aun deteniendo la pesca se podría detener la irreversibilidad del cambio (Kinzig *et al.*, 2003). Obviamente, la extinción de especies no puede ser recuperada, por lo que es preciso profundizar en el conocimiento sobre los efectos de la extinción de especies sobre el resto del ecosistema.

5.6.2. El origen del principio de precaución

Frente a estos escenarios, ha surgido de manera explícita o implícita en los instrumentos de regulación pesquera, el concepto del principio de precaución o enfoque

por ecosistemas como necesario complemento de la evaluación científica uniespecífica, capaz de incorporar de manera explícita las relaciones tróficas entre especies (Pauly *et al.*, 2002; Grafton *et al.*, 2006). Ante este grado de incertidumbre, con la adopción de la *Convención sobre Biodiversidad Biológica* (1992) la gestión del medio marino de una manera sostenible se ha convertido en un objetivo global y legal de primer orden (Frid *et al.*, 2005).

Aceptando que la adaptabilidad y la capacidad reproductiva de los ecosistemas son caracteres claves, el cambio real en la gestión pesquera deberá estar encaminado hacia la determinación de los límites físicos de los ecosistemas, poniendo de manifiesto la necesidad de reconocer explícitamente las fuentes de incertidumbre en el proceso de toma de decisiones (Caddy, 1997). Es así como surge el principio de precaución, motivado por la creciente importancia de conocimiento sobre la interacción de las especies, y por el reconocimiento de los bienes y servicios que aportan los ecosistemas (FAO, 2003; Pikitch *et al.*, 2004).

El principio de precaución o enfoque por ecosistemas reconoce explícitamente la complejidad de los ecosistemas y las interconexiones entre sus componentes (Fisheries and Oceans Canada, 2002). El Principio 15 de la *Declaración de Río* afirma que “*Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a su capacidad. Cuando exista peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente*”.

En términos semejantes tanto el preámbulo del *Convenio sobre la Diversidad Biológica* cuando dice “*(...) Observando también que cuando exista una amenaza de reducción o pérdida sustancial de la diversidad biológica no debe alegarse la falta de*

pruebas científicas inequívocas como razón para aplazar las medidas encaminadas a evitar o reducir al mínimo esa amenaza (...)” como el artículo 3 (Principios) del *Convenio sobre Cambio Climático* ”(...) *Las Partes deberían tomar medidas de precaución para prever, prevenir o reducir al mínimo las causas del cambio climático y mitigar sus efectos adversos. Cuando haya amenaza de daño grave o irreversible, no debería utilizarse la falta de total incerteza científica como razón para posponer tales medidas (...)*” reconoce la noción del principio de precaución (FAO, 2003). Además, el principio de precaución ha sido incorporado en la mayor parte de los instrumentos legales internacionales como el *Acuerdo de Nueva York* (1995), el *Código de Conducta para la Pesca Responsable* (1995), o la *Consulta de Expertos de FAO celebrada en Reykjavik* (2002) (Hønneland, 2005), lo que le confiere una entidad normativa esencial en la gestión de pesquerías.

Alrededor de la operatividad del principio de precaución se cierne el debate en torno a la inversión de la carga de la prueba a favor de la conservación y del mantenimiento del equilibrio de los ecosistemas marinos (Villasante *et al.*, 2005). Se reconoce que no sólo la actividad pesquera incide en el medio marino, sino que existen otros factores como la contaminación en sus diversas manifestaciones, las grandes concentraciones de población en zonas costeras, el turismo y la acuicultura, entre otros factores (FAO, 2003). Aquí, el principio de precaución requiere la adopción de objetivos que reconozcan la aversión del riesgo. Pero en todo caso, cuál sería un adecuado nivel de aversión al riesgo? o, cuánto riesgo es mucho riesgo? (Fenichel *et al.*, 2008). No obstante, este tipo de interrogantes no ha recibido respuestas satisfactorias por parte de la comunidad científica.

Pero uno de los tests más delicados que debe superar el principio de precaución y que aun permanece no resuelto, es el de su implementación, ya que debe enfrentarse con una serie de dificultades relevantes (García *et al.*, 2003). La primera de ellas es una

cuestión de escala, debiendo diferenciar la pesca industrial de la artesanal, en la medida en que operan bajo distintos regímenes de gestión, y las medidas del enfoque por ecosistemas en esta última son no realistas, costosas y difícilmente operacionales debido a la falta de conocimiento local de los ecosistemas (Castilla y Defeo, 2005).

La segunda de las dificultades radica en el establecimiento de adecuados derechos de propiedad o regímenes de gestión para asegurar la implementación del principio de precaución, toda vez que la crónica y generalizada ausencia de derechos de pesca o su escaso control, derivados de la fuerte connotación política de los mecanismos de gobernanza, ha originado un sesgo difícil de resolver en la medida que prevalecen los intereses a corto plazo (García *et al.*, 2003).

Un tercer problema estriba en el proceso de reconocimiento del principio de precaución por parte de los Estados parte contratante en los instrumentos internacionales. A pesar de existir un consenso global sobre este nuevo paradigma de conservación (Hilborn, 2007), lo cierto es que bien porque se trata de países en vías de desarrollo con dificultades financieras para su adopción, o bien por razones de estrategia geopolítica que abogan por no ratificar o transponer en sus normativas las disposiciones pertinentes, el principio de precaución no tiene aplicabilidad directa en todo el mundo (Pitcher *et al.*, 2008).

Un cuarto problema se basa en los requerimientos estadísticos mínimos adecuados para monitorear los progresos del principio de precaución. En los países en vías de desarrollo, la pobre recopilación estadística a menudo suele desconocer o el conocimiento de los ecosistemas marinos, infravalorar los efectos de las actividades humanas, o incluso, en aquellos casos donde se dispone de infraestructuras científicas adecuadas, también se subvalora la recopilación estadística de las capturas (Zeller y Pauly, 2007).

Un último aspecto, probablemente el más importante, consiste en la adecuada fijación de objetivos biológicos, económicos, políticos y sociales, ya que a menudo estos objetivos entran en conflicto (Cochrane, 2000). Si no se determinan de manera clara cuáles son los objetivos que se quieren alcanzar, difícilmente se podrá progresar en la implementación del principio de precaución (Hannesson, 1998; Hilborn, 2007). La historia reciente de la ciencia pesquera nos brinda numerosos ejemplos de fracasos y éxitos y de gestión debido a la (in)eficacia en la delimitación clara de objetivos (Hilborn *et al.*, 2003; Hilborn *et al.*, 2005). Con vistas a resolver parte de estos problemas, el principio de precaución prescribe la necesidad de adopción de puntos de seguridad o estándares mínimos como los puntos de referencia biológicos.

5.6.3. Puntos de referencia límite y precautorios

El papel a desempeñar por los científicos consiste en la adopción de una serie de medidas encaminadas a desarrollar métodos para cuantificar y transmitir los grados de incertidumbre de una pesquería. Así, a menudo la identificación de los puntos de referencia ha estado asociada o incluso se han empleado como sinónimo del principio de precaución (Caddy y Mahon, 1996; Garcia *et al.*, 2003; Essington, 2006).

Desafortunadamente, como investigadores disponemos de una variada gama de posibles estrategias ante un escenario determinado. Cuando se adopta una medida de gestión, nunca podemos estar completamente seguros de su efectividad, ni siquiera sabemos con certeza el grado de precaución que hemos escogido para su implementación (Hilborn y Walters, 1992; Walters y Martell, 2004). Por eso es que lo que se ha desarrollado y expandido es la adopción de puntos de referencia relacionados con el tamaño del stock y con la mortalidad por pesca (Beddington *et al.*, 2007; Gafton *et al.*, 2007). Este tipo de modelo de gestión parte de la consideración de la relación entre el reclutamiento, la mortalidad natural y el crecimiento del stock. Un punto de

referencia típico es aquel que fija un límite de biomasa determinado para obtener el máximo rendimiento sostenible (MRS) (Figura 19). Sin embargo, este punto no nos dice nada explícitamente acerca de la amenaza que puede sufrir un stock, por ello es que habitualmente se determinan puntos de referencia límite por debajo de los cuales el reclutamiento será sustancialmente reducido (Beddington *et al.*, 2007).

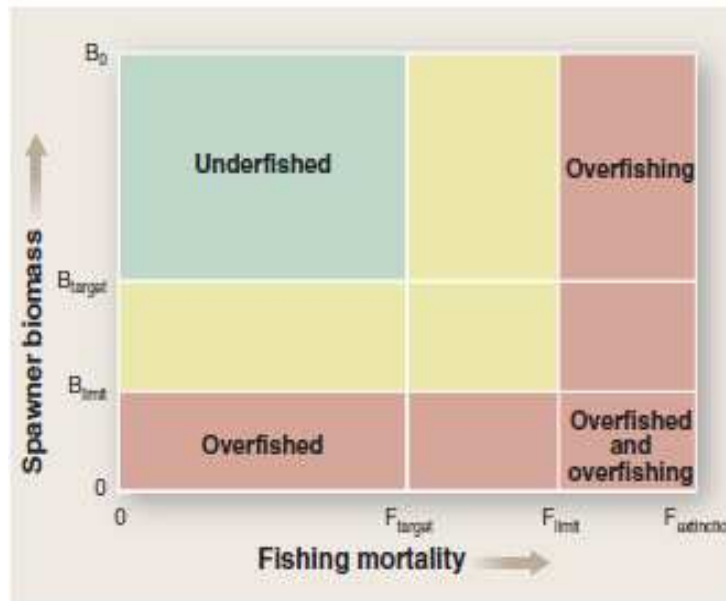


Figura 19 Puntos de referencia típicos y definición del estado de los stocks para la biomasa y mortalidad pesquera. Fuente: Beddington *et al.* (2007).

A pesar de los progresos alcanzados en la implementación a nivel nacional del principio de precaución (Pitcher *et al.*, 2008), lo cierto es que casi siempre se ha hecho referencia a la conservación de los stocks y, se suele criticar que no se realiza referencia alguna a la necesidad de proteger las comunidades locales que dependen estos recursos (Hilborn *et al.*, 2001), ni a la incorporación de incentivos a los pescadores (Hilborn *et al.*, 2005; Grafton *et al.*, 2006).

Otra de las críticas que se realizan a los puntos de referencia es que sobrestima la importancia del conocimiento de la abundancia de los stocks, ya que resulta notoriamente difícil estimar la biomasa con buena precisión (Hilborn y Walters, 1992),

lo que evidencia que virtualmente casi todos los colapsos se debieron a una evaluación de los stocks demasiado optimista (Essington, 2001). Por ejemplo, el ciclo vital de los cefalópodos se caracteriza por largas fluctuaciones interanuales de las densidades de población. La abundancia de una de las pesquerías más importantes del mundo desde el punto de vista comercial, el Calamar argentino (*Illex argentinus*), resulta difícil de estimar debido a su corta vida y complicada estructura poblacional.

Históricamente, el stock Subpatagónico (SPS) de *Illex argentinus* ha mostrado una elevada variabilidad en el reclutamiento (Brunetti *et al.*, 2000). Esto provocó que se debiera cerrar la pesquería anticipadamente en reiteradas ocasiones, lo que sugiere una robusta correlación entre la variación del reclutamiento y las condiciones ambientales del ecosistema de la plataforma continental argentina (Basson *et al.*, 1996; Waluda *et al.*, 2001; Agnew, 2005; Portela *et al.*, 2005).

Como resultado, las estimaciones de la biomasa de *Illex argentinus* son inherentemente variables (Laptikhovsky, pers. comm.), y la evidencia del colapso del stock de los últimos años debido a la sobrepesca o a las alteraciones ambientales sugiere importantes efectos negativos en las economías locales de las Islas Malvinas/Falklands y de Argentina (Barton *et al.*, 2004; Cheung y Pitcher, 2005, 2005a, Agnew *et al.*, 2005). En particular, esto puede observarse en la reducción del volumen de capturas ($r^2=0.68$) y de los beneficios económicos ($r^2=0.58$) derivados del otorgamiento de licencias *Tipo B* para la captura de *Illex argentinus* durante 1989-2007 (Villasante y Sumaila, 2009). Además, el principio de precaución suele ignorar los beneficios asociados con la aceptación de algún grado de riesgo, y la aplicación empírica del principio también suele minimizar estos beneficios. En este sentido, Peterson *et al.* (2006) argumentan que el principio de precaución basado en puntos seguros

establecidos *ad hoc* no pueden considerarse como una decisión verdadera, a pesar de que puede ser valorada como un principio epistémico.

5.7. SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

5.7.1. Características

Los servicios de los ecosistemas han sido definidos como “*las condiciones y los procesos a través de los cuales los ecosistemas, y sus especies, son capaces de mantener y aportar a la vida de los humanos*” (Daly, 1997). Con relativa frecuencia, el examen de los servicios que brindan los ecosistemas ha estado centrado en los valores de mercado, esto es, en el valor de las capturas que proceden del mar, o bien en los beneficios económicos derivados de las actividades recreaciones del turismo provenientes del medio marino (Yeo, 2002; Berman y Sumaila, 2006). Estudios empíricos evidencian que más del 99% de los trabajos científicos sólo abordan el valor de mercado de los ecosistemas marinos (Sumaila, 2007).

Sin embargo, la valoración de los servicios debe incluir el valor económico total, es decir, comprender tanto los valores de mercado como los de no-mercado (valor de uso, de no-uso, etc.). Los ecosistemas marinos aportan un considerable número de bienes y servicios a los seres humanos, como las pesquerías comerciales, la provisión de energía, las actividades recreacionales y el turismo, el secuestro de CO², la regulación del clima, la descomposición de materia orgánica, la generación de nutrientes, el aporte de bienes culturales, y la protección de las zonas costeras, la mayor parte de estas funciones son críticas para el funcionamiento de la tierra (Hassan *et al.*, 2005, Worm *et al.*, 2006).

También los ecosistemas marinos proveen de servicios a las demás especies a través de la filtración de agua (p.e., mejillones) o proveyendo de refugio para desarrollar su ciclo vital (p.e., algas, corales, etc.) (Döring y Egelkraut, 2008), y abastecen a más de 1

billón de personas que viven en la pobreza en todo el mundo (Banco Mundial, 2009). Al mismo tiempo, las poblaciones marinas en particular también desempeñan un rol decisivo en el comportamiento de las relaciones tróficas y funcionamiento de los ecosistemas, no siendo posible su sustitución por innovaciones tecnológicas (Holmlund y Hammer, 1999). Costanza *et al.* (1997) cuantificaron el valor global de los servicios de los ecosistemas y lo estimaron, al menos, en USD 33 trillones de dólares, y la mayor parte de estos beneficios proceden de valores que no tienen un valor en el mercado, y cerca del 63% proviene de los ecosistemas marinos.

5.7.2. Resiliencia, vulnerabilidad y pesca

En sus estudios sobre las tendencias observadas en las capturas de diferentes stocks, Froese y Kesner-Reyes (2002) y Word *et al.* (2006) predecían la probabilidad de un incremento de los colapsos, alcanzando un 29% en 2003, al tiempo que aseveraron que la biodiversidad marina reducía la posibilidad de colapso de algunas poblaciones. Pero lo más llamativo, y sobre todo lo que atrajo la atención del público en general, fue que su extrapolación, de continuar con los niveles actuales de explotación, permitía afirmar que el 100% de los stocks colapsarían en 2048 (Worm *et al.*, 2006).

Este provocativo y estimulante trabajo fue replicado por Murawski *et al.* (2007), Hilborn (2007a) y Branch (2008). Murawski *et al.* (2007) cuestionan la suposición de que reducidas capturas implican, necesariamente, una disminución de la abundancia, ya que bajas capturas pueden incluso tener lugar en caso de elevada abundancia, o viceversa, debido a los bajos precios de venta. Hilborn (2007a) discute⁴¹, igualmente, al indicador de capturas como sintomáticos del estatus de los stocks, ya que a pesar de

⁴¹ A pesar de que en Hilborn *et al.* (2003) “anticipa nuevos declives de abundancia, nuevas pérdidas de puestos de trabajo en las comunidades de pescadores, y potenciales cambios estructurales en los ecosistemas marinos” para el que se basa en un indicador de capturas para estimar la abundancia relativa, tal y como emplea Worm *et al.* (2006).

estar bien gestionados, algunos stocks podrían clasificarse como colapsados por el hecho del establecimiento de una ZEE que reduzca sensiblemente las capturas, o porque la abundancia de algunos stocks puede verse reducida dramáticamente por su naturaleza inherentemente variable.

Por último, Branch (2008) cuestionó la predicción de Worm *et al.* (2006) porque la suposición de que el declive de las captura es sintomático del descenso de la abundancia relativa no es correcta, porque el número de stocks no colapsados mostraba síntomas de crecimiento, y porque aun en el caso de que todas las pesquerías colapsaran alguna vez, entre el 50-55% se habrían recuperado en algún momento (Branch, 2008). A este respecto, Froese *et al.* (2008) replicaron las críticas arguyendo, principalmente, en que desconocer la primera crítica de Branch (2006) suponía dar por supuesto que los gobiernos y las agencias de regulación reducían drásticamente la pesca de algunas especies sin que los stocks estuvieran en declive. A esta réplica se suma el hecho que, utilizando otra fuente de datos, Froese *et al.* (2008) demuestran que el número de stocks con rendimientos menores al 10% de su MRS estaba aumentando, y el número nuevo de stocks que ingresaban en las pesquerías descendía progresivamente durante 1970-2004.

Si atendemos a la evolución de ejemplos de capital natural –bosques, acuíferos, pesquerías- observaríamos que existe una creciente evidencia de que las actuales ratios de explotación presumiblemente cambiarán, de manera dramática, el desarrollo y equilibrio de estos ecosistemas, y en muchos casos sin apenas percibirlo (Hassan *et al.*, 2005). Lo que parece meridianamente claro es que la resiliencia de los ecosistemas sea capaz de tolerar algún grado mayor de afectación al que actualmente soporta (Gitay *et al.*, 2001). Pero, como primera cuestión relevante a destacar, lo que no resulta para nada claro es, si ante las alteraciones que conduzcan a la configuración del ecosistema a un

estado diferente, la resiliencia sea capaz de soportar cambios antropogénicos derivados del cambio climático (Folke *et al.*, 2002).

Un segundo aspecto radica en que los ecosistemas están sujetos a una presión inducida extra de los seres humanos, provocando que otros factores aceleren y agraven la fragmentación y degradación de los hábitat, hecho que podría acontecer con efectos desconocidos sobre la biosfera (Fischlin *et al.*, 2007).

Una tercera cuestión relevante estriba en que el conocimiento y entendimiento acerca de cómo funcionan los ecosistemas se encuentra aun en pleno desarrollo, por lo que la escala geográfica y temporal de los efectos podrían alcanzar cientos de años y ser, en principio, apenas perceptibles (Lischke *et al.*, 2002).

Un último aspecto crucial se centra en la vulnerabilidad y extinción de las especies, de manera que la extinción de una especie marina puede provocar la pérdida irreversible de los bienes y servicios que aportan los ecosistemas (Worm *et al.*, 2006). Esta vulnerabilidad ha sido estudiada en las especies marinas que habitan en aguas costeras (Cheung *et al.*, 2007) y en montes submarinos (Morato *et al.*, 2006). De la lista de peces marinos que figuran en la lista de la *Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza* (IUCN), la mayor parte de ellos se encuentra en peligro de colapso (Dulvy *et al.*, 2003).

Habitualmente, se considera que la historia de vida de una especie o, mejor dicho, su vulnerabilidad intrínseca, afecta su vulnerabilidad a la pesca. Precisamente, especies de gran tamaño, elevada longevidad, alta edad de madurez y ratios de crecimiento lento son más vulnerables (Cheung *et al.*, 2005; Cheung *et al.*, 2007). Recientes estudios empíricos han encontrado una fuerte correlación entre la abundancia de un recurso y los parámetros de su historia de vida (Reynolds *et al.*, 2005), declinando a una ratio mayor las especies más vulnerables. Este proceso de mayor vulnerabilidad de unas especies

sobre otras explicaría el fenómeno de “*fishing down marine food webs*”, puesto que generalmente la pesca inicialmente se dirige a los predadores superiores –a menudo más vulnerables- para luego explotar progresivamente especies de niveles inferiores – generalmente menos vulnerables- de la red trófica (Cheung *et al.*, 2005).

Cheung *et al.* (2007) calcularon un índice de vulnerabilidad intrínseca de las especies marinas capturadas que habitan nuestro planeta, y concluyen que la vulnerabilidad depende del hábitat donde transcurre el ciclo vital de cada especie y, por extensión, los servicios que brindan. Así, la predicción de la vulnerabilidad intrínseca de las especies de los montes submarinos resultó ser significativamente mayor que la obtenida para los arrecifes de coral y los estuarios. Otro de los resultados relevantes radica en que la media de la vulnerabilidad intrínseca de la composición de las capturas mundiales ha descendido durante 1950-2003, y cuando las especies de los niveles tróficos inferiores se excluyen del análisis, la ratio de descenso es más pronunciada (Cheung *et al.*, 2007).

5.8. DESCONTANDO, CONSERVAMOS EL FUTURO

Para contrastar las posibles opciones de gestión en un medio marino en continuo cambio y con un elevado grado de incertidumbre, puede ser útil repensar la gestión de una pesquería como una inversión, de forma que stocks abundantes pueden redundar en elevados beneficios económicos, y viceversa (Fenichel *et al.*, 2008).

De esta forma, los problemas intergeneracionales se refieren al hecho de que las presentes acciones determinan la capacidad ecológica y económica que en el futuro se hereden, en la medida en que si las futuras generaciones no participan en las decisiones que se toman hoy, las consecuencias puedan resultar irreversibles para su calidad de vida (Padilla, 2002).

De acuerdo a Chichilnisky (1996), la sostenibilidad de los ecosistemas sugiere que las preferencias de las generaciones actuales no dominarán las preferencias de las generaciones futuras. La necesidad de introducir tasas de descuento en la gestión de recursos naturales se justifica por el hecho de que la reducción de capital natural en recursos medioambientales, en particular, el cambio climático, podría provocar cambios con connotaciones irreversibles (IPCC, 1996, 2001).

De esta forma, el descuento intergeneracional ha atraído la atención de los economistas desde que Böhm-Bawerk (1889) y Fisher (1930) plantearan, por primera vez, las preferencias temporales. Clark (1973) afirmó que el análisis económico de los recursos marinos la sobreexplotación en sentido físico y que reduce la capacidad productiva del stock resulta de la competitividad por la explotación de un recurso que se considera de propiedad común (*Common Pool Resource*) o bien bajo un régimen de propiedad privado en el que los usuarios maximizan sus beneficios. Incluso, para las poblaciones de reducida capacidad productiva, el cumplimiento de estas dos condiciones podría dar lugar a la propia extinción del recurso.

En teoría, un factor de descuento alto, tal y como sostuvo Clark (1973) cuando expuso su enfoque convencional de descuento intergeneracional, incrementa la óptima explotación de un recurso renovable, al tiempo que la maximización de los beneficios económicos descontados podría causar el colapso del stock o incluso su extinción. En términos de conservación de los stocks, un elevado factor de descuento favorece la adopción de políticas miopes o proyectos que no hacen sino exagerar la sobreexplotación global (Clark, 1973).

No obstante, esta teoría ignora, que el efecto de una elevada tasa de descuento puede ser ambiguo como resultado de su naturaleza dual. En efecto, una elevada ratio de descuento implica un menor número de stocks. La tasa de descuento significa un mayor

costo de extracción, lo que sugiere una menor optimización de la explotación y un mayor número de stocks (Hannesson, 1987). En esta línea argumental, recientes evidencias empíricas indican que bajo razonables costos de explotación, precios y factores de descuento, estratégicamente no resulta rentable en términos económicos explotar una pesquería hasta su colapso o casi su extinción, de manera que la conservación de las especies promueve tanto unos stocks más saludables como mayores rentabilidades económicas (Walters y Martell, 2004; Grafton *et al.*, 2007).

El enfoque convencional ha sido fuertemente criticado en la medida en que no considera, o mejor dicho discrimina, los intereses de las futuras generaciones, reduciéndolos a la nada (Padilla, 2002). Esto crea no sólo enormes limitaciones en el análisis económico y de sostenibilidad de los recursos naturales, sino que crea un serio problema de justicia intergeneracional (Barry, 1999). Ante la propuesta de Clark (1973), Sumaila y Walters (2005) plantearon, recientemente, un enfoque de descuento intergeneracional alternativo a las tasas de descuento convencionales, y diferencian la tasa de descuento para valorar los beneficios de los ecosistemas para nuestra generación de los beneficios para las generaciones futuras.

5.8.1. El enfoque convencional del descuento intergeneracional

El enfoque convencional (Clark, 1973) para el cálculo de los flujos de beneficios en términos de valor presente neto se formula de la siguiente manera:

$$NPV = \sum_{t=0}^T (d_t * NB_t) \quad (1)$$

donde NB es el beneficio neto en el año t , y d es el factor de descuento que responde a la ecuación:

$$d = \frac{1}{(1 + \delta)} \quad (2)$$

donde δ es el factor de descuento. Entonces, el factor de descuento convencional $W_{c,t}$ en un período determinado t se formula de la siguiente forma:

$$W_{c,t} = dt \quad (3)$$

5.8.2. Nuevo enfoque intergeneracional

Como custodios contemporáneos de los recursos marinos de este plantea, deberíamos formular la sostenibilidad en los siguientes términos: la sostenibilidad requiere, en algún punto del tiempo, que el valor de un recurso por habitante de una población debería ser mantenido en la misma proporción, asumiendo que el tamaño de ambas poblaciones presentes y futuras sean idénticas.

Veamos ahora, entonces, el enfoque de descuento intergeneracional propuesto por Sumaila y Walters (2005). La finalidad de este nuevo enfoque estriba en que debe responder al siguiente interrogante: cuál es la suma de dinero actual descontado que habría que renunciar para asegurar que las futuras generaciones obtengan, al menos, los mismos beneficios y hereden ecosistemas y recursos naturales en buen estado?

Metodológicamente, para cada año futuro simulado, el enfoque de Sumaila y Walters (2005) considera el valor presente neto (NPV, en inglés) recibido por las generaciones presentes sumado al valor de los beneficios derivados de la incorporación anual de nuevos usuarios. Cada nuevo incremento de nuevos participantes se asume que descuentan sus futuros beneficios a una tasa estándar de descuento.

Para desarrollar la formulación del descuento intergeneracional, Sumaila y Walters (2005) asumen que el NPV recibidos de la presente generación (calculado a una tasa de descuento estándar) más el valor de los beneficios recibidos de la nueva incorporación de generaciones ($1/G$ (generación)), de manera que los nuevos agentes traen consigo renovadas perspectivas sobre sus futuras ganancias. Sumado a éstas, Sumaila y Walters (2005) expanden sus suposiciones de tal forma que (i) la presente generación (de agentes o usuarios del recurso pesquero) descuentan los flujos de valor a una tasa de descuento estándar, (ii) la nueva generación de tamaño $1/G$ ingresa cada año en la pesquería, donde G es la generación tiempo, y (iii) la presente generación descuenta los intereses (valores) de la generación futura. Expuestas estas suposiciones matemáticamente, se obtiene la siguiente expresión que requiere un factor de descuento estándar d y un factor que incluya las preferencias de las futuras generaciones en el año t :

$$NPV = \frac{\left[\sum_{t=0}^T NB_t \left[d^t + \frac{d_{fg} \cdot d^{t-1}}{G} \left(\frac{1-\Delta^t}{1-\Delta} \right) \right] \right]}{\left[\sum_{t=1}^T \frac{NB_t}{(1+\delta)^t} \left(1 + \frac{t}{G} \right) \right]} \quad \text{si } \delta \neq \delta_{fg} \quad (4)$$

donde $\Delta = d_{fg}/d$ y G es el tiempo de la generación. El potencial de aplicación de este nuevo enfoque de descuento intergeneracional es muy amplio (Ekeland *et al.*, 2009), y de momento sólo se ha aplicado al stock de bacalao (*Gadus morhua*) en la costa este de Canadá (Ainsworth y Sumaila, 2005). Los resultados obtenidos indican, en un análisis de sensibilidad que considera diferentes escenarios de explotación y de tasas de descuento, que si se utiliza este nuevo enfoque a diferencia del enfoque convencional, permitiendo que las futuras generaciones disfruten de unas elevadas ratios de captura.

5.9. LA RESILIENCIA DE LA PESCA ARTESANAL

La proximidad de las comunidades locales a las zonas costeras hará que la pesca artesanal sea una de las actividades económicas más afectadas por las perturbaciones de los ecosistemas marinos (Chuenpagdee *et al.*, 2006). Los recursos marinos son particularmente importantes para el bienestar de numerosas comunidades costeras, y más del 90% de las 35 millones de personas que trabajan en zonas costeras pertenecen a la pesca artesanal. Es por eso que también en el ámbito de la pesquerías artesanales se está produciendo un cambio en el enfoque de los mecanismos de gestión (Salas *et al.*, 2007).

Las características de este tipo de pesquerías y la generalizada falta de conocimiento contribuye, en algunos casos, a su marginalización de los estudios empíricos, impidiendo conocer la dinámica biológica, económica y social de su funcionamiento (Chuenpagdee *et al.*, 2006). Se trata de evitar el fenómeno descrito como “*sobrepesca maltusiana*” definido como una situación en la que los pescadores, con artes cada vez más eficientes, procuran mantener sus niveles de ingresos a pesar de la reducción de los desembarcos y de las capturas por unidad de esfuerzo (Pauly *et al.*, 1990; Teh y Sumaila, 2007). Este fenómeno, especialmente pensado para pesquerías artesanales en países en vías de desarrollo pero aplicable a algunas zonas en Europa en la medida en que se reproducen algunas de sus características, provoca una mayor intensificación del uso de los recursos pesqueros hasta su colapso, originando problemas de desempleo y agravando una situación de escasez y pérdida de posibilidades de empleo en zonas tradicionalmente dependientes de la pesca (Comisión Europea, 2000).

Se estima que anualmente la pesca artesanal captura en torno a 21 millones de t, lo que representa en torno a 1,8 t/pescador. Obviamente, las diferencias existentes entre las regiones o comunidades locales alrededor del mundo pueden ser muy significativas.

Así, las capturas por pescador oscilan desde 0,85 t in países con bajo valor del Índice de Desarrollo Humano (IDH), 1,4 t/pescador in países con IDH medio y hasta 6,7 t/pescador por año en aquellos con alto IDH. (Chuenpagdee *et al.*, 2006). En Europa, la flota artesanal comunitaria (UE-25) representaba, en 2005, alrededor del 81% del total de la flota, siendo predominantemente mayoritaria en todos los países excepto en Bélgica y Países Bajos, y más del 91% operan con artes pasivas (Ifremer, 2007).

La resiliencia de los sistemas ecológicos y sociales está unida a la dependencia de las comunidades costeras del medio marino, que viven de los recursos marinos como fuente de alimento e ingresos. Los estudios empíricos sobre resiliencia de los ecosistemas marinos realizados hasta el momento han estado focalizados, según nuestro mejor conocimiento, en la abundancia de los stocks (Walters y Kitchell, 2001), en los corales (Nystrom *et al.*, 2000), las algas (Gunderson y Holling, 2002), los manglares (Crona, 2006), la turbidez del agua y los efectos del cambio climático en el Ártico (Chapin *et al.*, 2005), pero ninguno de ellos aborda la resiliencia de la pesca artesanal, una cuestión sumamente relevante en la gestión de pesquerías, en particular en los países en vías de desarrollo (Villasante, 2009c).

Por ello es que aquí realizamos una propuesta de conocimiento de los cambios de la resiliencia que se producen en la pesca artesanal, la identificación de los bienes y servicios que ella provee, así como el reconocimiento de la co-adaptabilidad de los usuarios de las comunidades locales a las alteraciones del medio marino⁴². La propuesta también permite la individualización del conocimiento ecológico de las especies y de los ecosistemas, así como la relación entre los usuarios de los recursos y las instituciones formales e informales.

⁴² Para más detalle, ver el modelo de cuestionario tipo del Apéndice 1 que creamos para medir la resiliencia y la valorización de los bienes y servicios de los ecosistemas marinos de la pesca artesanal.

5.10. CONCLUSIONES

El estudio de la resiliencia y complejidad de los océanos aborda una de las cuestiones centrales de la ciencia pesquera, en particular la relación entre la biodiversidad y la sostenibilidad de la pesca.

Debido a la información incompleta, a la complejidad e incertidumbre de los ecosistemas marinos, los proponentes del principio de precaución esgrimen que la gestión debe ser adaptativa e incluir el aprendizaje dinámico procedente de las posibles opciones de gestión experimentales. La inclusión de la representatividad y diversidad de los agentes interesados debe formar parte del proceso de toma de decisiones, incorporando la construcción de conocimiento acerca de cómo responder ante las perturbaciones de los ecosistemas marinos.

El reconocimiento de la capacidad de autoorganización y respuesta del medio marino, facilitando su comprensión en los mecanismos de regulación multinivel, posee el potencial de hacer de estos sistemas socio-ecológicos más robustos y mejor preparados ante cambios de naturaleza imprevisible. Esto permitirá a los gestores actuar de manera activa reduciendo la potencial irreversibilidad de trayectorias no sostenibles.

Este tipo de proceso posee, aun, una naturaleza eminentemente tentativa, susceptible de acomodarse a los nuevos conocimientos, y nuestra exploración ha puesto de manifiesto diversas cuestiones teóricas y prácticas relevantes. Así, nuestro conocimiento sobre la capacidad adaptativa de los ecosistemas marinos aun es rudimentario, lo que revela la enorme necesidad de incrementar, cuantitativa y cualitativamente, el volumen de estudios y observaciones empíricas de tal forma de inferir medidas relevantes de conservación.

Lo que parece profusamente claro es que, en la exploración de la sostenibilidad local, regional y global, el creciente interés en las relaciones de los usuarios con las estructuras de gobernanza y la naturaleza co-evolutiva del aprendizaje del funcionamiento del medio, debe prevalecer la adopción de métodos de medición de la resiliencia de naturaleza predictiva. Científicos y gestores de diferentes disciplinas estamos procurando mejorar el mutuo entendimiento y de esta manera moderar el impacto de los humanos sobre los ecosistemas marinos, y las tradicionales barreras que antaño nos desunían comienzan a derrumbarse.

CAPÍTULO 6

INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

*“Taken together, linked ecological and economic systems
are devilishly complex”.*

Robert Costanza (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital,
Nature 387:253-260..

6.1. INTRODUCCIÓN

El uso de los océanos por parte de los humanos adquiere diversas manifestaciones, aunque probablemente la más importante sea una actividad de orígenes primitivos como la pesca, una fuente clave de suministro de alimento para millones de personas (Yellen, *et al.*, 1995; Charles, 1998).

Todavía hoy, después de más de cincuenta años de las pioneras publicaciones de Gordon (1954) y Beverton y Holt (1957), los métodos de evaluación de los ecosistemas marinos se han refinado y mejorado sustancialmente, agregando nuevos componentes y parámetros. A pesar de estos significativos avances, la pesca continúa siendo una actividad extremadamente compleja y difícil de gestionar, planteando un reto fascinante para la ciencia pesquera. Es así como el concepto de desarrollo sostenible nace como resultado de una demanda social y, con ella, expone nuevas fórmulas para que la ciencia pesquera y la representatividad del comportamiento de los ecosistemas adquiera nuevas dimensiones (García y Charles, 2008).

El resultado de las demandas sociales incrementó el grado de conciencia de la no sostenibilidad de las actividades humanas en los océanos (García y Grainger, 1997) planteó su redireccionamiento hacia niveles sostenibles y capaces de asegurar el capital natural a las generaciones futuras. No obstante, la acción por parte de la comunidad científica en el Siglo XX ha sido francamente parsimoniosa en sus respuestas a la sociedad, analizando sólo una porción de los aspectos de las pesquerías (García y Charles, 2008).

Esta explícita o implícita simplificación llevó a los científicos a prestar relativa poca atención a varios aspectos potencialmente importantes como las interacciones biológicas de los ecosistemas marinos, las externalidades como el climático, las

características heterogéneas de las flotas que operan en una pesquería, o los aspectos de las estrategias del sector pesquero (García y Charles, 2008).

6.2. EL METABOLISMO DE LA ECONOMÍA CONVENCIONAL: ORÍGENES Y DEBATES EN TORNO AL CONCEPTO DE DESARROLLO SOSTENIBLE

Uno de los principales debates que en los últimos años se ha puesto de manifiesto en las más diversas disciplinas científicas consiste en la necesidad de revisar el actual modelo de crecimiento económico en el que nos hallamos inmersos, que está generando de efectos de consecuencias imprevisibles al poner en serio riesgo las condiciones de supervivencia de la especie humana y habitabilidad del planeta (Ayres, 1996; Hassan *et al.*, 2005).

Sobre esta base los problemas ambientales y la gestión de los recursos naturales ocupan un espacio central en el orden de prioridades no sólo en el seno de los organismos internacionales sino también en gran parte de las reflexiones del pensamiento actual (Goodland, 1997). En efecto, la idea de la existencia de una crisis ecológica a escala global se debe al consumo de recursos y a una contaminación sin precedentes en la historia de la humanidad, no siendo suficiente los planteamientos parciales o locales (Bermejo, 1994, 2001; Carpintero, 2005).

La crisis ecológica y ambiental únicamente puede comprenderse si se considera la ecoindependencia global de los procesos económicos y ecológicos a escala mundial, puesto que es el resultado de la interacción de múltiples procesos de los que difícilmente podremos hallar una sola causa predominante o determinante que actúe sobre las demás (Naredo, 1987; Jiménez, 1991; Carpintero, 2005).

Los síntomas de degradación y desequilibrios medioambientales y la rapidez con que éstas se producen están provocando una transformación biológica, climatológica y geológica a nivel planetario que se manifiesta de diferentes formas. Sin embargo, no ha sido hasta la década de los 1970s cuando han tenido lugar una serie de hechos y acontecimientos que situaron en la primera línea el debate sobre la sostenibilidad del actual modelo económico que ve el crecimiento económico a escala planetaria como única salida (Bermejo; 1994; Goodland, 1997).

La crisis energética producida por el incremento de los precios del petróleo, la celebración de la *Conferencia Mundial sobre Medio Ambiente* y la publicación, en 1972, del informe del *Club de Roma*, Los límites al crecimiento, sirvieron como punto de partida para revitalizar el debate sobre la incompatibilidad del actual modelo de crecimiento y el alarmante agotamiento de los recursos naturales, aunque no será hasta la publicación, en 1987, del Informe *Nuestro Futuro Común* coordinado por Gro Harlem Brundtland, cuando adquiera definitiva dimensión internacional a escala gubernamental y trascienda la esfera del debate exclusivamente académico.

6.2.1. Algunas críticas al concepto de desarrollo sostenible

Para afrontar esta crisis global el *Informe Brundtland* prevé alcanzar el desarrollo sostenible de la actividad económica, satisfaciendo las necesidades y aspiraciones de los seres humanos, definiendo al desarrollo sostenible como “*un proceso de cambio en el cual la explotación de los recursos, la orientación de la evolución tecnológica y la modificación de las instituciones están acordes y acrecienten el potencial actual y futuro para satisfacer las necesidades y aspiraciones humanas*” (CMMAD, 1987).

Pese a la aparente rotundidad de la definición y al éxito de lograr que la sostenibilidad se convierta en un objetivo en el que casi todos los países estén de

acuerdo en alcanzar, casi veinte años después los problemas correctamente diagnosticados no se han reducido y mantienen un ritmo acelerado que parece no tener límites. Así, para resolver estos problemas el propio Informe vislumbra *“la posibilidad de una nueva era de crecimiento económico que debe fundarse en políticas que sostengan y amplíen la base de los recursos del medio ambiente; y creemos que ese crecimiento es absolutamente indispensable para aliviar la gran pobreza que sigue acentuándose en buena parte del mundo en desarrollo”* (CMMAD, 1987) advirtiendo, sin embargo, que en los próximos cincuenta años la actividad económica podría multiplicarse, presagiando profundas transformaciones en la biosfera.

Con todo, las derivaciones de la aplicación de este concepto suscitan numerosos interrogantes, centrándonos fundamentalmente en dos de ellos. En primer lugar, su propia ambigüedad admite diversas interpretaciones, lo que ha llevado a diversos autores (Daly, 1991; Bermejo, 1994; Jacobs, 1996; Carpintero, 1999; Naredo y Valero, 1999; Cuerdo Mir y Ramos Gorostiza, 2000; Bermejo, 2001) a desmenuzar su contenido procurando, a través de su esclarecimiento conceptual (Naredo y Valero, 1999)⁴³, desentrañar las dificultades que el mismo origina. De esta ambigüedad se desprende, lógicamente, su falta de operatividad en la práctica. Si no se definen adecuadamente las necesidades mínimas que debemos garantizar resulta imposible determinar cuál es el patrimonio natural que debemos legar a las generaciones futuras.

Una segunda crítica que se le hace a este concepto estriba en que recoge una visión antropocéntrica cuyo único objetivo consiste en la supervivencia y el bienestar de la humanidad en detrimento de otros seres vivos que conviven con el ser humano,

⁴³ Que afirman que *“la mayor parte de la indefinición actual procede del empeño de conciliar crecimiento (o desarrollo) económico con la idea de sostenibilidad, cuando cada uno de estos conceptos se refieren a niveles de abstracción y sistemas de razonamiento diferentes: las nociones de crecimiento (y de desarrollo) económico encuentran su definición en los agregados monetarios homogéneos de producción y sus derivados que segrega la idea usual de sistema económico, mientras que la preocupación por la sostenibilidad recae sobre procesos físicos singulares y heterogéneos”*.

considerándolas meros medios utilizables para alcanzar los objetivos establecidos (Bermejo, 2001). Lo cierto es que a pesar de su vaguedad conceptual y su falta de operatividad posee la utilidad de marcar una filosofía o marco general de actuación, lo que ha llevado a los economistas a pensar en el desarrollo sostenible como un objetivo a alcanzar a largo plazo emergiendo, de esta forma, un nuevo paradigma que ha sido universalmente aceptado en los diversos organismos internacionales (Bermejo, 2001).

De la inevitable relación entre los procesos económicos y la finitud de los recursos naturales surgen básicamente, dos corrientes de pensamiento diferentes. De una parte, se encuentran aquellos autores enrolados en la economía neoclásica que tienden a maximizar los postulados del enfoque monetario distanciándose y desconociendo los elementos físicos subyacentes en los sistemas productivos, reduciéndolo, por tanto, a una cuestión cuantificable sólo en términos de valor, mientras que otra corriente de autores ha ido elevando sus voces advirtiendo de la debilidad del enfoque puramente económico y de la necesidad de su reformulación considerando los deterioros físicos que de forma inevitable se producen en el proceso económico.

Hablamos de la necesidad de registrar las pérdidas irreversibles de todo proceso físico en el análisis económico, tal y como nos advierte la *Segunda Ley de la Termodinámica* (Georgescu-Roegen, 1974). En el sentido de considerar la base física de las actividades económicas cobran vigencia, en la actualidad, los postulados de la escuela fisiocrática que, aunque su análisis estaba expresado en términos monetarios, pretendían explicar la producción no sólo a través de valores de cambio sino también en un sentido físico (Cuerdo Mir y Ramos Gorostiza, 2000).

Para superar este estadio utilitarista de la economía neoclásica que sólo fomenta el predominio de los valores económicos y que ha sido creado bajo una visión antropocéntrica, es preciso provocar la ruptura de esa lógica mecanicista e introducir en

la esfera económica valores más acordes con las leyes de la naturaleza. Ello se debe a que resulta sumamente difícil procurar desvincular los dos campos de estudio en cuestión, como son la economía y su dependencia ecológica, y la ecología de la afectación de los procesos económicos.

Con el cambio de paradigma que se inicia con la aparición de la escuela clásica y que sienta las bases del sistema económico imperante, se enaltece la capacidad autorreguladora del mercado donde los individuos maximizan sus preferencias y en el que las consideraciones éticas y físicas se encuentran totalmente desvinculadas del proceso económico. En efecto, mientras los procesos de producción económicos siguen una línea recta desde la extracción de recursos, pasando por el proceso de fabricación de mercancías y llegando finalmente a la generación de residuos, la naturaleza, por el contrario, en el caso de los recursos renovables el proceso se caracteriza recursos generados por el proceso de creación de la producción primaria neta en materia prima disponible para alimentar nuevamente su mecanismo productivo. Se trata, en definitiva, de recuperar la organización de la producción armoniosa con la biosfera a través del proceso fotosintético para, de esa forma, procurar introducir esta concepción teórica en la economía convencional (Carpintero, 2005).

6.2.2. Sustentabilidad débil y fuerte: hacia el reconocimiento y cuantificación de los procesos físicos

Estos distintos enfoques permiten, a su vez, sostener la existencia de dos formas de entender las condiciones de la sostenibilidad de los procesos físicos sobre los que se desarrolla la vida de los seres humanos, llegando a considerar dos nociones de sostenibilidad diferentes que responden a dos paradigmas distintos: las denominadas sostenibilidad débil o mínima (*weak sustainability*) y la sostenibilidad fuerte o máxima

(*strong sustainability*). La sostenibilidad débil o mínima exige que el mantenimiento de la salud del medio ambiente deba sostenerse sólo en el sentido de garantizar a las generaciones futuras que no existirá una catástrofe ecológica requiriéndonos, en todo caso, que nos abstengamos de actuar como si no hubiera un mañana. Por su parte la sostenibilidad fuerte exigiría dar un paso más, esto es, que a las generaciones futuras se les dejara la oportunidad de experimentar un nivel de consumo medioambiental cuanto menos igual al de las actuales generaciones (Jacobs, 1996).

Pero las diferencias radican en la distinta forma de interpretar la equidad intergeneracional entre los hombres del presente y a la hora de abordar el concepto de sustituibilidad factorial (Cuerdo Mir y Ramos Gorostiza, 2000). En términos generales el debate central sobre la sostenibilidad del sistema económico consiste en discernir las condiciones y los límites del stock de capital natural (Jiménez, 2000) discutiendo sobre cuáles son las posibilidades y en qué medida se puede sustituir el capital natural por el capital manufacturado, en función de las capacidades de mantenimiento de uno y otro (Daly, 1991)⁴⁴. De esta forma se trata de adoptar esencialmente dos variantes que se traducen en la perfecta sustituibilidad o la perfecta complementariedad entre uno y otro. En general, los economistas neoclásicos abogan por la primera de ellas, puesto que consideran el consumo de recursos como un mero suceso al poder ser sustituido por el capital manufacturado a través de la confianza en la capacidad tecnológica, aceptando que las disminuciones del stock de capital natural pueden ser equilibradas por medio de aumentos de capital manufacturado y viceversa.

Desde otra perspectiva los postulados de la sostenibilidad fuerte difieren en gran medida puesto que parten de reconocer que el stock de capital natural no puede ser

⁴⁴ El autor nos clarifica esta relación al formular los siguientes interrogantes: ¿Para qué sirve un aserradero si no hay bosque?, ¿De qué sirve una refinería si no disponemos de estratos petrolíferos?, ¿Qué haremos con los buques de pesca si no disponemos de poblaciones de peces?

sustituido por el fabricado por el hombre debiendo, en consecuencia, conservar un stock de capital óptimo evitando su deterioro (Carpintero, 1999). Ello se debe a que cada vez más la productividad de la mano de obra se ve limitada por la decreciente disponibilidad de capital natural.

Dos razones abogan, cuanto menos, porque optemos por la complementariedad entre el capital natural y el manufacturado. Sólo marginalmente pueden ser sustituidos en el ámbito estrictamente limitado de la minimización y reciclaje de desechos del material empleado para la construcción del capital manufacturado (Daly, 1991). La primera de ellas reside en que si el primero fuera sustituible por el capital manufacturado no habría razón alguna para que sucediera lo contrario, en cuya razón no sería necesario acumular capital manufacturado puesto que la naturaleza nos proveería de capital natural suficiente. La dificultad estriba en que una porción del capital natural se transforma en formación bruta de capital fijo, lo que nos advierte de la dependencia del carácter complementario de las formas de stocks. Por su parte en la generación de capital manufacturado colabora en buena medida el ser humano que consume, a su vez, recursos naturales para alimentarse, dándose la paradoja que la fabricación del supuesto sustitutivo requiere del empleo del factor sustituido (Carpintero, 1999).

6.3. CONCEPTUALIZACIÓN DE LOS INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

La *Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo* condujo a un consenso generalizado sobre la necesidad de un desarrollo sostenible de las actividades humanas. No obstante, en la actualidad todavía persiste la idea retórica acerca del desarrollo sostenible, lo que torna necesario avanzar hacia un cambio de valores y perspectiva acerca del proceso de desarrollo.

La operatividad del concepto de desarrollo sostenible sugiere la incorporación de nuevos objetivos y necesidades. Dentro de este nuevo contexto, la información debe jugar un rol crítico en el alcance de los objetivos de la sustentabilidad, puesto que puede proveer de bases firmes a los procesos de toma de decisiones y de seguimiento del desarrollo (Banco Mundial, 1997; 2000; FAO, 1999).

La medición del desarrollo sostenible constituye un requisito previo para alcanzar el desarrollo de sociedades sustentables. Resulta necesario abordar análisis cuantitativos por medio de indicadores, que incorporen información sobre aspectos ambientales, sociales, ecológicos y económicos, enlazados en un complejo sistema local, regional o global. Para eso, una de las maneras de evaluar los progresos del desarrollo sostenible consiste en la utilización de indicadores de sostenibilidad (Wilson *et al.*, 2007).

En el *Capítulo 40* de la *Agenda 21* titulado *Información para la toma de decisiones*, se pone de manifiesto que los indicadores más comúnmente utilizados como el PIB (Producto Interior Bruto) o las mediciones de las corrientes individuales de contaminación o de recursos, no aportan indicaciones precisas de sostenibilidad y estado de los recursos (Spangenberg, 2002; Brauer, 2005). Es así como la *Agenda 21* señala que “*indicators of sustainable development need to be developed to provide solid bases for decision-making at all levels and to contribute to a self-regulating sustainability of integrated environment and development systems*”. En el mismo *Capítulo 40* se destaca la necesidad de que los países elaboren indicadores de desarrollo sostenible “*(...) at the national level and international governmental and non-governmental organizations at the international level should develop the concept of indicators of sustainable development in order to identify such indicators*”.

6.3.1. Definición de indicador

En la literatura el concepto, las funciones y los objetivos de los indicadores aparecen definidos con distintas acepciones y de diversas maneras (Gallopín 2006; Golusin y Ivanovic, 2009).

En términos generales, un indicador puede ser definido como “*la parte observable de un fenómeno que permite valorar otra porción no observable por dicho fenómeno*” (Chevalier *et al.*, 1992), o “*una medida de comportamiento del sistema en términos de atributos significativos y perceptibles*” (Holling, 1978); o bien como “*un parámetro, o un valor derivado de un parámetro, el cual provee información acerca de un fenómeno*” (OCDE, 1994). Esto es, los indicadores nos informan rápida y fácilmente sobre algo de interés, puesto que no es posible medir todo, y porque no constituyen un fin en sí mismos (FAO, 1999). Todo ello con el objetivo último de garantizar tres cualidades básicas: simplificación, cuantificación y comunicación (Adriaanse, 1993).

6.3.2. Características

La principal característica de un indicador estriba en su habilidad para resumir, focalizar y condensar una enorme complejidad de nuestro medio ambiente dinámico a una cantidad de información relativamente fácil de manejar (Godfrey y Todd, 2001).

No constituyen una alternativa a los modelos cuantitativos complejos que analizan aspectos relevantes, sino que su principal virtud consiste en diseminar los resultados de su aplicación a una audiencia mayor y más diversificada (Potts, 2004). Esto es, un indicador simplifica, cuantifica, analiza y comunica los resultados del análisis de un cúmulo de compleja información (Dahl, 2000; Warhurst, 2002), al tiempo que deber ser simultáneamente pragmático y científicamente válido. Los indicadores son importantes para el uso sostenible y el manejo de los recursos ambientales ya que pueden orientar la

formulación de políticas al proporcionar una valiosa información acerca del estado actual de los recursos a evaluar y de la intensidad y la dirección de los posibles cambios.

Se precisa contar con mecanismos que en todo caso incorporen otras medidas más allá del mero crecimiento económico, tales como la equidad intergeneracional, que sea capaz de ser compatible con el uso responsable de los recursos renovables y no renovables. Se decide, entonces, ampliar los métodos de evaluación tradicionales implicando a los centros de investigación y organismos oficiales en la construcción, aplicación y seguimiento de un conjunto de indicadores para avanzar en los principios de sostenibilidad, de tal forma de asegurar el mantenimiento de los ecosistemas desde una perspectiva ecológica, económica y social.

Los modelos tradicionales de indicador hacen referencia a las escalas medioambiental, económica y social. Las primeras iniciativas de indicadores se basaron en un modelo típico que solía distinguir las esferas ambiental, económica, y social, pese a que en la actualidad se afronta el estudio del desarrollo sostenible desde una perspectiva integradora (Banco Mundial, 1997, 2002; OCDE, 2001; Segnestam, 2002; Naciones Unidas, 2007).

El primer intento de propuesta de indicadores de sostenibilidad ha sido el de la OCDE en 1991 dividido en dos categorías (medioambiental y socioeconómica) y seis indicadores, contemplando un número total de 51 variables. Posteriormente, la propia OCDE (2001) realiza un nuevo compendio aunque más completo y actualizado de indicadores y distinguiendo en tres categorías, la social, económica y medioambiental.

En 1993, Naciones Unidas también presentó, luego de una serie de ensayos infructíferos, su propuesta de indicadores (Naciones Unidas, 1999), dividiendo el marco de actuación en cuatro componentes perfectamente diferenciados: ambiental, económico, institucional y social. Se resume un total de 59 variables y aunque mejora el

modelo propuesto por la OCDE, no plantea un marco que permite efectuar comparaciones entre los casos examinados (Palmero *et al.*, 2004).

Los modelos más desarrollados han sido los realizados por el *Australian Ecologically Sustainable Development (ESD) Reporting Framework* que divide la calidad de vida en los componentes ecológicos, humanos, y económicos (Chesson y Clayton, 1998) y el modelo de *Estado-Presión-Respuesta* elaborado por FAO (1999).

6.4. EVOLUCIÓN DE LA CIENCIA EN LA REPRESENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

6.4.1. Avance co-evolutivo en la modelización bioeconómica de pesquerías

Históricamente, los efectos de la actividad pesquera sobre los ecosistemas marinos no recibió mayor atención de los científicos hasta que en el año 1854 John Cleghorn acuñó el término de sobrepesca y lo hizo público a la comunidad científica (Smith, 2002). Fueron dos zoólogos de su tiempo, Thomas Huxley y Ray Lankester, quienes mantuvieron un arduo debate sobre este término. Thomas Huxley aseveró, en 1884, que probablemente gran parte de las pesquerías sean inagotables, y que los peces poseían una elevada fecundidad como para que su biomasa estuviera influenciada por la pesca (Smith, 2002).

Este argumento fue parcialmente resuelto con el trabajo de McIntosh a inicios del Siglo XX en el que demuestra las complejas interacciones en las pesquerías de Escocia, concluyendo que la pesca reducía la abundancia de los peces (Smith, 2002). A partir de entonces, se produjo un creciente consenso científico sobre la necesidad de ampliar y mejorar la investigación pesquera para identificar los posibles efectos de la pesca a lo largo del tiempo.

Con todo, un interesante debate de similares connotaciones que abordaron las vicisitudes del impacto de la pesca en la abundancia de los recursos marinos, fue el que mantuvieron Thompson (Thompson *et al.*, 1931, Thompson, 1950) y Burkenroad (Burkenroad, 1948, 1953) sobre las explicaciones alternativas con respecto al fletán del Pacífico (*Hippoglossus stenolepsis*). Thompson creyó que el declive de la abundancia del recurso en los 1920s se debía a la sobrepesca, mientras que Burkenroad arguyó que el declive de abundancia bien podría encontrar robustas explicaciones por las fluctuaciones naturales en las condiciones oceanográficas para la supervivencia larvaria del stock. Al tiempo del debate (1940s-1950s) Thompson emergió como el ganador, y la importancia de la presión pesquera sobre los stocks pareció bien establecida y documentada.

No obstante, en la última del debate surgieron nuevos y claros casos de fluctuación del reclutamiento debido a causas naturales como la temperatura, salinidad, competencia y predación entre las especies. Los registros históricos de sedimentos han aportado fuertes evidencias científicas, corroborando el papel destacado no sólo de la sobrepesca sino también de cuestiones medioambientales. A pesar de que el debate se encuentra hoy en día en una fase de mayor madurez, lo cierto es que las cuestiones fundamentales sobre una de las pesquerías mejor documentadas del planeta permanecen no resueltas (Hilborn y Walters, 1992).

Las diversas percepciones y representaciones de los ecosistemas marinos desarrollados durante el Siglo XX han evolucionado de manera co-evolutiva procurando incorporar, en lo sustancial, los principales aspectos de este debate, esto es, han sido contruidos simultáneamente, planteando nuevos parámetros y componentes en función de los progresos computacionales y tecnológicos de las embarcaciones.

La evolución de estas representaciones ha seguido dos vías de desarrollo. Por un lado, los modelos teóricos biológicos y económicos que, en los 1940s y 1950s, dieron origen al modelo más elemental de representación de un ecosistema (Schaefer, 1954). Más tarde la recopilación científica de datos sobre tamaño y edad de las poblaciones permitió el desarrollo del modelo de reclutamiento (Beverton y Holt, 1957), a pesar de que la modelización se circunscribió a casos simples de uso de recursos naturales (Figura 20).

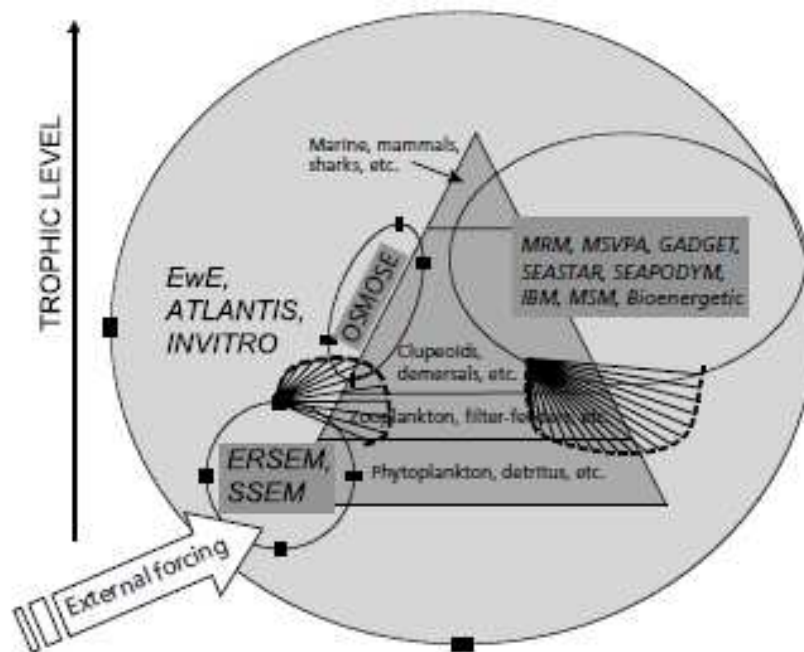


Figura 20 Evolución de la modelización de los ecosistemas marinos. Fuente: Plagányi (2007).

Los refinamientos de estos modelos así como los nuevos planteamientos en la modelización de las pesquerías crecieron rápidamente en los 1950s y 1960s, aunque fueron los análisis sistémicos los que, de forma independiente, emergieron con el avance en el conocimiento de los sistemas biológicos y ecológicos.

Posteriormente, con la progresiva introducción de consideraciones sobre especies y gestión multispecíficas, operaciones multiflota y cambio climático, el tratamiento y evaluación científico se orientó hacia una visión sistémica (García y Charles, 2008). A

escala global, la mayor parte de las variantes de estas representaciones siguen los modelos pioneros de la ciencia de los años 1950s, con nuevas aportaciones limitadas a los postulados básicos. En cualquier caso, la variedad de modelos responde a las diferentes líneas de pensamiento y sofisticación matemática desarrollada en distintos centros de investigación, no existiendo en la práctica, a priori, un modelo ideal de representación de una pesquería (Hilborn y Walters, 1992).

6.4.2. Indicadores de desarrollo sostenible

La otra vía de desarrollo de la representatividad de los ecosistemas marinos radica en los indicadores, en particular, en los indicadores de sostenibilidad (FAO, 1999). El desarrollo del concepto de indicador en relación a la sostenibilidad de las pesquerías ha tenido lugar en dos escenarios distintos como son los organismos internacionales y la agencia de la comunidad científica (Raajkaer y Degnbol, 2001; Singh *et al.*, 2009).

La agenda de los organismos internacionales ha sido utilizada por los gobiernos nacionales alrededor de los Indicadores de Desarrollo Sostenible elaborados por la *Comisión de Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible* (Naciones Unidas, 2001a), encargada de seguir y promover los progresos de la *Agenda 21*. La OCDE también realizó un destacado esfuerzo con respecto a la adopción de indicadores de desarrollo sostenible (OCDE, 1993; Dahl, 2000; Garcia y Staples, 2000).

El debate y los progresos de la comunidad científica han ido convergiendo a lo largo del tiempo, y ambas agendas concuerdan en lo sustancial que, en definitiva, la sostenibilidad de la actividad pesquera está relacionada con la integridad y salud de los ecosistemas marinos, intrínsecamente asociados con la equidad intergeneracional en el uso de recursos renovables (Armstrong y Sumaila, 2001; Pan y Kao, 2009).

Los indicadores, los puntos de referencia y el principio de precaución también constituyen un elemento clave en la sostenibilidad de las pesquerías en las últimas décadas del Siglo XX (Caddy y Mahon, 1995; Garcia, 1996; García, 2000).

La creciente conciencia de la sociedad sobre los factores sociales, ecológicos, económicos, y comunitarios, especialmente en el ámbito del mantenimiento del empleo en las comunidades costeras y su rol en como sector destacado en el abastecimiento alimentario, revela el acuerdo de la comunidad científica sobre el carácter multidimensional y multinivel de la gestión pesquera (Botsford, 1997; FAO, 1999; Tesfamichael y Pitcher, 2006; Murillas *et al.*, 2008; Pitcher *et al.*, 2008).

La sostenibilidad puede, en todo caso, ser considerada a nivel de stock por stock, por ecosistemas, por ZEE(s), por país(es) o región(es) (Garcia *et al.*, 2000). Este proceso requiere de nueva información, y el ulterior desarrollo de indicadores permitirá conocer con mayor certeza el estado de los stocks y de los ecosistemas (Potts, 2004). El concepto de sostenibilidad, aplicado a la gobernanza de los océanos, ha sido frecuentemente utilizado en los últimos años (Costanza *et al.*, 1999; Bell y Morse, 1999; Dahl, 2000; Garcia y Staples, 2000). Es así como el propósito de los indicadores consisten en asistir en el proceso de adopción de políticas pesqueras, siendo una herramienta fundamental en la comprensión de los procesos de medición del progreso del desarrollo sostenible.

En los últimos diez años, la percepción sobre las causas y las consecuencias de la crisis global de los recursos pesqueros cobró plena magnitud, dejando escaso margen de duda en la comunidad científica (Hilborn *et al.*, 2003). Los registros de las series temporales históricas de capturas sugieren un descenso importante de la abundancia relativa de los predadores de mayor tamaño en los últimos cincuenta años (Myers y Worm, 2003), poniendo de manifiesto la clara necesidad de situar en el primer plano del

debate científico e institucional la conservación de los recursos marinos (Banco Mundial, 2000; Baum *et al.*, 2003).

Es por ello que surgió la necesidad de medir y evaluar el estado de los ecosistemas marinos como instrumento clave para la sostenibilidad de las pesquerías, la predicción del comportamiento de los stocks y los progresos en materia de gestión por ecosistemas (Sainsbury *et al.*, 2000). Dado que esta preocupación creció globalmente tan pronto como se incrementaba la presión sobre los stocks (Botsford *et al.*, 1997; Jackson *et al.*, 2003), conceptos como sostenibilidad o salud de los ecosistemas acuáticos son difícilmente extrapolables en objetivos operacionales para ser utilizados por los gestores pesqueros (Larkin, 1996; Boyd y Charles, 2006). Como resultado, la comunidad científica y las agencias gubernamentales han proliferado un gran número de indicadores (Daan *et al.*, 2005; FAO, 1999).

6.4.2.1. Propiedades de los indicadores para el estudio de los ecosistemas marinos

Dos tipos de propiedades o set de atributos han sido propuestos por los organismos internacionales y por la comunidad científica en el estudio de los ecosistemas marinos. El primero, desarrollado por OCDE (1993) y adaptado por Ward (2000) para los ecosistemas marinos y aplicado de forma exitosa en las pesquerías de Australia, y el segundo set de propiedades ha sido propuesto por ICES. Los indicadores ambientales propuestos por la OCDE (1993) deben satisfacer los siguientes atributos:

- *Relevancia política y utilidad para los usuarios*, aportando una panorámica representativas de las condiciones ambientales, fáciles de interpretar y capaces de mostrar una tendencia a largo plazo, permitir efectuar comparaciones con otros casos de estudio, y poseer un valor de referencia previamente establecido contra el cual comparar;

- *Robusto analíticamente*, esto es, estar bien fundado teóricamente en términos técnicos y científicos, debe basarse en estándares internacionales y su validez respaldada por el consenso internacional, permitiendo la ligazón con los modelos económicos y los sistemas de información;
- *Medible*, es decir, estar disponible al público en general a una ratio de costo-beneficio aceptable, estar adecuadamente documentado y reconocida internacionalmente, pudiendo ser actualizado con facilidad.

Adaptando las propiedades de estos indicadores para las pesquerías australianas, Ward (2000) establece el más completo marco de análisis hasta el momento elaborado y determina que un indicador debe ser: observable por los agentes interesados, entendible, aceptado por los pescadores y por el público en general, eficiente, y relacionado con la gestión y valores de referencia (límites, valores precautorios, etc.).

Por su parte, los indicadores pueden medir un estado, una actividad específica o un impacto de una determinada actividad (ICES, 2005). Es así como cuentan con una serie de propiedades intrínsecas para su efectiva aplicación. ICES (2005) propone que la efectividad de los indicadores dependerá que cumplan con las siguientes propiedades:

- *Medible*: los indicadores deben ser medibles en la práctica y en la teoría, a través del empleo de instrumentos, programas de monitoreo y herramientas analíticas existentes. Deben contener un sesgo mínimo y que sea conocido;
- *Costo-efectividad*: Los indicadores deberían tener en cuenta el costo y la efectividad dado que los medios financieros para el monitoreo de recursos es limitado. Los indicadores deben adoptarse con el objeto de obtener los mayores beneficios posibles para la sociedad y el rápido progreso del desarrollo sostenible;

- *Concreto*: deberían ser observables y medibles más que reflejar propiedades abstractas que solo aportan estimaciones indirectas sobre el estado de un ecosistema. La existencia de indicadores concretos fácilmente interpretables por los agentes (industria, pescadores, organizaciones no gubernamentales, etc.) contribuirá a la mejora del proceso de toma de decisiones;
- *Interpretable*: los indicadores deberían reflejar también las preocupaciones de los agentes, y la interpretación de los resultados que se derivan deben ser consistentes con el entendimiento del público en general;
- *Acorde con las teorías científicas*: los indicadores deben poner de relieve las características de los ecosistemas y los impactos de los seres humanos; y deben basarse en conceptos teóricos claramente definidos y contrastados;
- *Sensitivo*: las tendencias de un indicador deberían ser sensibles a los cambios que se producen en los ecosistemas que el indicador pretende medir;
- *Ágil en la respuesta*: los indicadores deben ofrecer una respuesta rápida a las acciones efectivas de gestión, aportando un *feedback* confiable y expedita sobre las consecuencias de las acción de gestión adoptadas;
- *Específico*: los indicadores deben responder a propiedades que pretenden medir más que a otros factores, y deben ser capaces de distinguir los efectos de los restantes factores de aquellos que el indicador ha observado.

La identificación de los indicadores que recojan cada uno de estas propiedades o atributos aun no se han descubierto en toda su plenitud, y el desarrollo de las correspondientes estimaciones y pruebas experimentales se encuentran en una fase embrionaria, por lo que se estima que unos pocos indicadores disponibles podrían ser implementados a corto plazo en la gestión pesquera a escala global (Bell y Morse, 1999;

Ward, 2000). El único camino eficaz consiste en continuar y expandir el grado de conocimiento del trabajo realizado para identificar, desarrollar y operacionalizar los indicadores de sostenibilidad en las pesquerías, cumpliendo con los requisitos de observabilidad, comprensibilidad, aceptación, eficiencia y relevancia para la gestión (Raajkaer y Degnbol, 2001).

6.4.2.2. La incertidumbre como factor limitante

La incertidumbre en la gestión de pesquerías ha sido uno de los aspectos más problemáticos y rara vez resueltos de manera satisfactoria en las últimas décadas (Ludwig *et al.*, 1993; Charles, 1998; Flaaten *et al.*, 1998; Charles, 2008). La incertidumbre ha sido definida por la Consulta Técnica sobre el Enfoque Precautorio en Pesquerías como “*la imperfección en el conocimiento sobre el estado o los procesos de la naturaleza*” (FAO, 1995). El proceso de comunicar la incertidumbre y el riesgo se encuentra aun en sus primeros estadios de desarrollo, y presenta retos sustanciales tanto a los científicos como a los técnicos pesqueros y los administradores (Kimoto, 2006). De acuerdo a Rosenberg y Restrepo (1992), existen cinco tipos de incertidumbre en la gestión pesquera:

- *en la medición*, que consiste en el error en las cantidades observadas tales como la captura, el reclutamiento, los descartes o los parámetros biológicos (Alverson *et al.*, 1994);
- *en el proceso*, esto es, la aleatoriedad subyacente en la dinámica poblacional como la variabilidad en el reclutamiento. En poblaciones con ciclo vital corto, esta variabilidad puede ser muy elevada (Hannesson, 2007) (p.e., *Illex argentinus*, Agnew *et al.*, 2005) de modo que, hasta el momento, ha habido escaso éxito en predecir, con relativa anticipación, las condiciones ambientales o las respuestas de las poblaciones de peces (Walters y Collie, 1998);

- *en el modelo*, que es la errónea elección de estructura del modelo, es la inexactitud e imprecisión en la abundancia o en la tasa de mortalidad por pesca, y;
- *en la estimación*, La mayoría de las evaluaciones de poblaciones y de los cálculos de puntos de referencia objetivos involucran una secuencia de análisis complejos;
- *en la implementación*, es la consecuencia de la variabilidad que resulta de una política de ordenación, y ha sido escasamente estudiado porque no se considera un componente científico objeto de gestión.

Ante este número de incertidumbres, mientras que Restrepo *et al.* (1992) investigaron los riesgos asociados con la ordenación por cuotas, Hilborn y Peterman (1995) recomendaron que los científicos eviten presentar simplemente un espectro de valores, y que plantearan las incertidumbre en la siguiente forma "*hay una probabilidad del 40 % de capturar 50 t/año por los próximos 20 años, una probabilidad del 50 % de capturar 75 t/año y una probabilidad del 10 % de capturar 100 t/año*" (Caddy y Mahon, 1996).

Lo que parece meridianamente claro es que las incertidumbres no necesariamente desaparecen de forma automática a través del tiempo incluso si se dispone de información acumulada y detallada de una pesquería. En algunas pesquerías se han adoptado medidas muy restrictivas de conservación como acción preventiva ante la incertidumbre. La justificación más frecuente reside en que tales acciones se toman para evitar el riesgo de colapso de la pesquería.

No obstante, desde la perspectiva del seguimiento científico de la pesquería, resulta poco probable que se pueda recoger información de un stock en la medida en que no se

permite que exhiba su potencial de crecimiento, e incluso de sobreexplotación (Hilborn y Walters, 1992). También parece claro que la gestión pesquera a menudo sufre de una falta de delimitación explícita de los objetivos que se pretenden alcanzar asociada a la incertidumbre (Hannesson, 1998). Tal incertidumbre bien pudo haber contribuido a la crisis actual de sobreexplotación de los recursos marinos (Flaaten *et al.*, 1998).

En lo referido a los indicadores, Hilborn (2002) y Caddy (2004) analizaron la cuestión de la incertidumbre definiendo puntos de referencia en los cuales el valor del indicador debería considerarse aceptable. Por ejemplo, si uno emplea la biomasa como indicador, qué nivel de esfuerzo pesquero debe reducirse o a qué nivel puede aumentarse? Se trata, de un aspecto no menor en la definición, elección y aplicación de un indicador, especialmente cuando la dificultad en la realización de las estimaciones es elevada. Por este motivo, se sugiere que se utilicen tendencias o direcciones en vez de puntos de referencia, toda vez que, a pesar de contar con escasa información, la trayectoria en un sentido u otro determina claramente la situación de un ecosistema a largo plazo, tal y como se realiza en otros análisis económicos con uso de series extensas para examinar las tendencias observadas (García y Staples, 2000).

6.5. TIPOLOGÍA DE INDICADORES PARA LOS ECOSISTEMAS MARINOS

La clasificación de los indicadores forma parte de una etapa esencial en su desarrollo (García *et al.*, 2000). Cualquier tipificación que se efectúe dependerá de la escala geográfica y temporal de aplicación del indicador, los sectores productivos implicados, los factores culturales y regionales, y la audiencia a la que se dirige los resultados (Hardi y Zdan, 1997). Así, Ward (2000) estableció un robusto marco analítico en los 1990s basado en el Código de Conducta para la Pesca Responsable, y

que descansa en una serie de componentes como la salud ecológica de los ecosistemas, la participación de los agentes interesados y la gestión espacio-temporal de las pesquerías.

En nuestro caso, y sin ánimo de ofrecer una clasificación taxativa, partimos de la clasificación efectuada por el Simposium “*Quantitative ecosystem indicators for fisheries management*” que tuvo lugar en París en 2004 y que discutió el empleo y los progresos en la aplicación de indicadores de sostenibilidad en los ecosistemas marinos (Cury y Christensen, 2005; Daan *et al.*, 2005), ampliándola y realizando una nueva propuesta de indicadores de los ecosistemas marinos.

6.5.1. Perspectiva ambiental

Entre los indicadores ambientales destacan el Índice de Sostenibilidad Ambiental (ISA) a iniciativa del *Global leaders for tomorrow, environmental task force* (World Economic Forum), desarrollado por el *Yale Center for Environmental Law and Policy*, que mide el estado de los sistemas medioambientales de los países, el éxito en la protección de los ciudadanos de daños ambientales, y la capacidad adaptativa de los gobiernos de adoptar acciones de carácter medioambiental (Palmero *et al.*, 2004).

La novedad de este indicador radica en la especial aportación metodológica que le caracteriza que permite construir un índice sintético único para cada país, facilitando la comparación y la toma de decisiones (Palmero *et al.*, 2004). Otro indicador ambiental relevante es el *Environmental Perfomance Index*, presentado en el Foro de Davos de 2006 que comprende 16 indicadores cuyo objetivo es el equilibrio entre la calidad medioambiental y la viabilidad del ecosistema (González-Laxe, 2005).

Por su parte, la huella ecológica es un indicador creado por Wackernagel y Rees (1996) que permite efectuar comparaciones sobre el impacto de los seres humanos en

los diferentes ecosistemas de la tierra. Esencialmente, la huella ecológica expresa las necesidades humanas en términos de superficie requerida para la generación de productos, o para la absorción de residuos durante el transcurso del proceso de producción.

Su aplicabilidad a los océanos ha estado restringida al cálculo de la productividad primaria requerida para la obtención de las capturas globales (Pauly y Christensen, 1995), y constituye un útil instrumento de difusión para medir la apropiación humana de peces del mar en términos de áreas, tales como las ZEEs, ecosistemas marinos, o países (Wolowicz *et al.*, 2006). A nivel sectorial, la huella ecológica se ha aplicado a la economía española (Carpintero, 2005), o a algunos puertos de mercancías (Dómenech, 2007).

Recientemente, también en el ámbito de estudio de pesquerías, y sólo por mencionar algunos de los más significativos por el alcance global de sus resultados, se han formulado y utilizado nuevos indicadores que miden los potenciales cambios en las pesquerías como consecuencia del cambio climático (Sarmiento *et al.*, 2004; Perry *et al.*, 2005). Así, Allison *et al.* (2009) utilizan un indicador de vulnerabilidad relativa de 133 países y concluyen que los efectos se dejarán notar en todo el planeta. De los 13 países con mayor vulnerabilidad al cambio climático, 12 pertenecen a economías en vías de desarrollo, en particular en África (Malawi, Guinea, Senegal, y Uganda) y América del Sur (Chile, Colombia, Perú), con Angola y República del Congo a la cabeza del ranking. Munday *et al.* (2008) examinaron el impacto del cambio climático sobre los arrecifes de coral en todo el mundo, y predicen cambios en la composición de las comunidades, alteraciones en los ciclos de vida de las especies pelágicas, reducción de la biomasa de las especies, cambios en la productividad y conectividad y disminución de la diversidad genética de las especies.

Cheung *et al.* (2009) arriban a conclusiones similares utilizando el “*bioclimate envelope model*” para 1066 especies de peces. El modelo predice que las áreas del globo potencialmente afectadas serán el Ártico y América del Sur, aunque con un elevado impacto en altas latitudes, originando una fuerte intensidad de extinción de especies locales, y la introducción masiva de especies invasoras.

6.5.2. Perspectiva biológica

El papel a desempeñar por los científicos consiste en la adopción de una serie de medidas encaminadas a desarrollar métodos para cuantificar y transmitir los grados de incertidumbre de una pesquería exigiendo, para ello, la determinación de puntos de referencia.

Los puntos de referencia indican cuándo se va a entrar en un área que muestra que la continuidad de la producción del recurso está en peligro y se necesita de una acción inmediata como la reducción sustancial del esfuerzo de pesca/mortalidad. Pueden ser referidos como puntos de referencia umbrales (Quinn *et al.*, 1990) o como puntos de referencia límites. Así, normalmente el objetivo para una determinada pesquería consiste en mantener la biomasa a un nivel capaz de soportar el rendimiento óptimo sostenible incorporando, para ello, dos puntos de referencia que están relacionados: la biomasa límite (B_{lim}) y la biomasa objetivo (B_{objet}).

La primera es el punto de referencia límite que indica el nivel más bajo de biomasa compatible con la sostenibilidad del recurso y la biomasa objetivo es un punto de referencia objetivo que indica el nivel de biomasa que se considera apropiado para la pesquería. En caso de variación de la biomasa los indicadores deberán identificar rápidamente esta situación de no sostenibilidad, cuando sea inferior; y de sostenibilidad

cuando sea superior a B_{lim} y en nivel previsto por B_{objet} (Caddy y Mahon, 1996; FAO, 1999).

El máximo rendimiento sostenible y los niveles de equivalentes de esfuerzo pesquero estándar, ha sido primeramente empleado para el modelo simétrico de Schaefer (Hilborn y Walters, 1992). Este tipo de modelo pretende reflejar de la manera más real posible la dinámica de población(es) en estudio de forma de proporcionar un asesoramiento conservador en condiciones de incertidumbre.

También se han formulado puntos de referencia objetivo en relación al rendimiento por recluta (Gulland y Boerema, 1973), a la mortalidad natural (M) Gulland (1973), o a la mortalidad total (Z) (Caddy y Csirke, 1983), así como una considerable actividad destinada a desarrollar varios métodos para calcular el reclutamiento basados en puntos de referencia límite (ICES, 1993; Hilborn y Walters, 1992).

6.5.3. Perspectiva económica

Generalmente se considera que el objetivo general de la ordenación y el desarrollo pesquero consisten en lograr el índice “*óptimo*” de explotación de la pesca. Es decir, si el objetivo normativo es potenciar al máximo el beneficio económico para la economía nacional derivada de la pesca, el índice óptimo de explotación se define por el rendimiento máximo económico. Esta riqueza generada, designada como la rentabilidad del recurso, representa la ganancia por encima del retorno normal del trabajo y el capital, y surge del valor intrínseco de las capturas (Anderson, 1986), dentro de una concepción “*racionalista*” que consiste en la máxima obtención de beneficios de una pesquería (Charles y Wilson, 2009). Esto deriva de la teoría del modelo de equilibrio de Gordon-Schaefer, según la cual hay un máximo rendimiento económico (MRE), que

ocurre a un nivel de esfuerzo sobre el recurso que proporciona el mayor margen de ingresos sobre los costos (Gordon, 1954; Schaefer, 1957; Clark, 1985).

Se dice que una pesquería se encuentra subexplotada en sentido económico y que demanda un ulterior desarrollo, cuando las capturas reales son inferiores al MRE debido a un esfuerzo insuficiente. Igualmente, una pesca está explotada excesivamente en sentido económico y que requiere ordenarse, cuando las capturas reales son inferiores al MRE derivado de un esfuerzo pesquero excesivo (Panayotou, 1983).

Este tipo de indicador responde a la idea de la curva de rendimiento sostenible en función del esfuerzo del modelo bioeconómico desarrollado por Gordon (1954), que ha derivado la función de rendimiento incorporando el componente económico. El principal mérito de este modelo consiste en que ha sido capaz de clarificar, en términos económicos, el concepto de “*sobrepesca*” en pesquerías no reguladas (Seijo *et al.*, 1997). El modelo establece que los ingresos netos π derivados de la actividad pesquera están en función de los ingresos totales sostenibles (ITS) y los costos totales:

$$\pi = ITS - CT \quad (1)$$

expresados así:

$$\pi = pC - cf \quad (2)$$

siendo p el precio (constante) de la especie capturada y c los costos (constantes) por unidad de esfuerzo. Los costos comprenden costos fijos, variables y de oportunidad, tanto de capital como de mano de obra.

El relativo éxito de este indicador permitió el incremento de las capturas y de los beneficios económicos. Este éxito inicial cambió el enfoque de la gestión de recursos naturales focalizándose principalmente en la mejora de la eficiencia de los métodos de gestión. El “suceso” tecnológico amplificó todavía más la alineación mental de la

sociedad moderna sobre el control de las funciones de los ecosistemas. La ingenua confianza de los seres humanos quedó así expresada en la creencia de que la tecnología sería un efectivo de las fluctuaciones de los ecosistemas. Como resultado, las instituciones pesqueras se tornaron más rígidas y menos sensibles a los cambios críticos que experimentaron los ecosistemas (Folke *et al.*, 2007).

Aunque menos sofisticados, también se han planteado diversas fórmulas como indicadores económicos, y a menudo se ha propuesto como indicador tanto los precios de descarga (Sumaila *et al.*, 2005), como el coste de captura y el volumen capturado (Hundloe, 2000; Perrings, 2000). También se han sugerido el aporte del sector al PIB, el valor añadido del producto comercializado (Pitcher y Preikshot, 2001; Bowen y Riley, 2003), o el valor de descarga de las capturas (Hilborn y Walters, 1992). A pesar de ser que este último caso está considerado como el más elemental indicador de sostenibilidad, lo cierto es que Mullon *et al.* (2005) demostraron que el mantenimiento de un alto nivel de capturas a lo largo del tiempo no necesariamente invalida la hipótesis de un posterior colapso de una pesquería.

No obstante, este tipo de indicadores no nos dice nada a respecto de la situación de los stocks, ya que el valor de mercado no suele considerar la vulnerabilidad de las especies y la salud de los ecosistemas (Cheung, 2007), y a menudo los indicadores económicos pueden dar resultados positivos cuando los patrones de explotación son insostenibles (Charles *et al.*, 2009). Antes al contrario, una vez que se reduce la abundancia de un stock o recurso, en principio los precios tienden a aumentar, lo que redundaría en un mayor esfuerzo pesquero por parte de los pescadores ante la expectativa de incrementar sus beneficios que, a la postre, causa un proceso perverso difícilmente reversible (Pauly y MacLean, 2003).

Y decimos en principio porque la estabilidad de las capturas efectuadas y de los precios por unidad de producto podría ofrecer una idea de sostenibilidad del stock a lo largo del tiempo (Hundloe, 2000). Es por ello que, de acuerdo a la teoría de valoración económica de los recursos naturales, se debe considerar no sólo el valor de mercado de los productos, sino también el valor de no mercado, de forma de abordar la medición de la sostenibilidad desde una perspectiva comprehensiva (Goulder y Kennedy 1997; Yeo, 2002; Kragt *et al.*, 2006).

Los escasos estudios realizados en esta materia (Liu y Stern, 2008), indican que si se contemplan tanto los valores de mercado como los de no mercado, se podría alcanzar un elevado beneficio económico. Así, por ejemplo, Carlson *et al.* (1992), en el ya conocido caso del Exxon Valdez en la Bahía de Prince Williams, concluyeron que la media de la disposición a pagar era de USD 30 por habitante para evitar otra marea negra. También Jeroen (2004) estimó que los beneficios económicos derivados de las actividades recreativas y de la restauración de los ecosistemas marinos asociados a la mejora de la calidad de agua en los Países Bajos podrían alcanzar, al menos, los 225 millones de euros.

Por otra parte, Sumaila (com.per.) está desarrollando indicadores de subsidios a partir de la información contenida en Sumaila y Pauly (2007), Khan *et al.*, (2006) y Sea Around Us (SAUP). Este indicador parte de la distinción entre los subsidios (a) “*buenos*”, que contribuyen a la sostenibilidad de los recursos, (b) “*malos*” que resultan en una sobrecapacidad de pesca y sobreexplotación de los recursos, y (c) “*muy malos*” que, dependiendo de su designación e implementación pueden contribuir o no a la sostenibilidad de los recursos pesqueros.

6.5.4. Perspectiva social

En el ámbito de la sostenibilidad de los ecosistemas marinos, los indicadores sociales suelen estar asociados al mantenimiento del empleo de las comunidades costeras. Los indicadores habitualmente empleados van desde el número de empleos directos (Comisión Europea, 2000) e indirectos (Hilborn y Walters, 1992), la elaboración de índices de especialización en relación a los demás sectores productivos (García-Negro *et al.*, 2009), los ingresos *per cápita* (OCDE, 1994), los salarios de la tripulación (Accadia y Spagnolo, 2006), la seguridad a bordo (García *et al.*, 2003), las migraciones ante la moratoria de captura (Hamilton y Haedrich 1999), hasta el estudio del descenso del nivel educativo y el incremento del número de delitos cometidos como resultado de la falta de actividad pesquera (Hamilton y Butler, 1999), entre otros.

Recientemente, Sumaila *et al.* (2006) desarrollaron, respectivamente, un índice de pobreza comparando los ingresos procedentes de los pescadores con los ingresos medios y/o los niveles de pobreza para Noruega, Tailandia y Filipinas; y un índice de sensibilidad política que compara la madurez de la normativa entre los diferentes países a través del análisis de un número de vocablos empleados en la legislación pesquera y costera a partir de OCDE (2002) y Cesar y Chong (2004). En este último caso, Estados Unidos de Norteamérica lidera el ranking elaborado en materia de sensibilidad medioambiental.

6.5.5. Perspectiva multidisciplinar

Si bien la mayor parte de los indicadores descritos incorporan información relevante de varias disciplinas, lo cierto es que el indicador con carácter multidisciplinar y multinivel más conocido es el desarrollado originalmente por OCDE (1993) y adaptado

por FAO (1999) denominado *Presión-Estado-Respuesta* (P-S-R), en el marco de implementación del *Código de Conducta para la Pesca Responsable* de 1995.

La naturaleza del Código es voluntaria a pesar de que algunas partes del mismo están basadas en normas pertinentes del derecho internacional, incluidas aquellas reflejadas en UNCLOS y en el *Acuerdo de 1995*. El Código es de aplicación mundial y está dirigido a los miembros y no miembros de la FAO, a las entidades pesqueras, a las organizaciones subregionales, regionales y mundiales (FAO, 1995).

Este instrumento ha sido uno de los pioneros en el reconocimiento de la necesidad de aplicar indicadores de sostenibilidad. Pese a que la aplicación del principio de precaución subyace en todo el espíritu del Código, lo cierto es que los puntos de referencia establecidos no se harán efectivos en tanto y en cuanto no se adopten indicadores reconocidos por la comunidad científica (Caddy y Mahon, 1995; Collie *et al.*, 2001).

El modelo de PSR define tres tipos de indicador: (a) *presión*: estos indicadores nos informan acerca de la presión que es ejercida sobre un ecosistema, aunque resulta difícil determinar si esta presión es excesiva o no, a menos que se disponga de información al respecto, (b) *estado*: este indicador reporta el estado actual en el que se encuentra el ecosistema, y la observación de series temporales indica la trayectoria global, y (c) *respuesta*: informa sobre las acciones que los gestores están adoptando para resolver y/o revertir las señales no sostenibles que están recibiendo (FAO, 1999).

Por otra parte, también se ha elaborado otra técnica multinivel y multivariante llamada *Rapfish*, originalmente desarrollado por Pitcher *et al.* (1998) para contrastar los progresos en la implementación del *Código de Pesca para la Pesca Responsable* (Pitcher, 1999; Tesfamichael y Pitcher, 2006; Pitcher *et al.*, 2008). Este conjunto de indicadores procura incorporar en la evaluación científica la naturaleza multivariante de

las pesquerías asignando un valor a cada uno de los componentes ecológico, económico, sociológico, tecnológico y ético, de tal forma de examinar la sostenibilidad de las pesquerías desde varias perspectivas.

Las aplicaciones introductorias de esta interesante técnica estadística se encuentran y algunas de sus validaciones numéricas han sido exitosamente aplicada a 32 pesquerías en lagos de África (Alder *et al.*, 2000; Preikshot *et al.*, 1998), 29 pesquerías mundiales de sardina, arenque del Atlántico y Pacífico, y anchoa (Pitcher *et al.* 1999); evaluación del estado de las flotas de pesca a distancia en las pesquerías de Mauritania y Senegal (Pitcher y Preikshot, 2001); el examen de los caracteres éticos de 42 pesquerías de Canadá y, recientemente, se han estudiado el estado de progreso del enfoque por ecosistemas en 33 países en todo el mundo (Pitcher *et al.*, 2008), las pesquerías de arrastre en el Cantábrico (Murillas *et al.*, 2008), y las pesquerías artesanales de Galicia (Villasante *et al.*, 2009c).

6.5.6. Perspectiva ecológica

Para el análisis y conocimiento independiente de los stocks han sido frecuentemente utilizados un variado número de indicadores como la biomasa (B) (Le Gallic, 2002), la mortalidad pesquera (F) (Zenetos *et al.*, 2002), la abundancia (Hilborn y Walters, 1992; Christensen, 2000; De Juan *et al.*, 2005), o el tamaño de un stock (Bianchi *et al.*, 2000). Mientras que este tipo de indicadores son aplicaciones robustas y requieren de información científica disponible, son ciertamente difíciles de comprender e interpretar para aquellos interesados sin conocimiento de ecología y biología.

De ahí que sea necesario articular nuevos indicadores, complementarios a los ya descritos, que posean todas las propiedades o atributos, cumplan los requisitos operacionales, y que sean fácilmente divulgables. En este sentido, últimamente ha

cochado especial interés la utilización del índice trófico marino (en inglés, MTI) desarrollado por Pauly *et al.*, (1998) y así denominado por la *Convención sobre Biodiversidad Biológica*, así como el Índice de balance de pesquerías (FiB) (Pauly y Watson, 2005).

6.7. RESUMEN DE INDICADORES PARA EL ESTUDIO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

A lo largo de este capítulo nos propusimos describir los progresos en la creación e implementación de indicadores de desarrollo sostenible en los ecosistemas marinos. La experiencia acumulada demuestra que a pesar de los grandes avances en la creación de indicadores para la pesca de captura aun queda un largo camino por transitar, especialmente en lo que concierne a la validación de los procesos de cada uno de ellos, así como a la mejora y consolidación de la recogida de información en las regiones donde se aplique.

En la Tabla 35 se presenta una lista de los principales indicadores ambientales, ecológicos, económicos, sociales y multidisciplinarios que hasta el momento han sido adoptados por los gobiernos o las organizaciones gubernamentales. Indudablemente, desde la aprobación inicial del esquema propuesto por OCDE (1993) y adaptado por Warm (2000) para el caso de las pesquerías, se han logrado resultados más que satisfactorios. En la práctica totalidad de los estudios que hemos examinado en los que se han realizado análisis empíricos, los resultados sugieren un grado de incertidumbre elevado en relación a los parámetros empleados como a la información de la que se dispone.

Tabla 35 Resumen de los principales indicadores de sostenibilidad aplicados a los ecosistemas marinos

Indicador	Mide o indica	Área de estudio	Problemas en su aplicación	Referencia
Bioclimate envelope model	Predice posibles cambios de distribución de larvas e individuos adultos según las condiciones oceánicas	Global (1.006 especies peces)	La representación de la distribución de las especies puede ser incierta; no se dispone de los parámetros de las poblaciones, los cambios en la distribución de las especies puede deberse a alteraciones sinérgicas entre ellas o a factores antropocéntricos	Cheung <i>et al.</i> (2009)
B ^{lim}	El nivel más bajo de biomasa compatible con la sostenibilidad del recurso	Europa	Difícil contar con información detallada de la pesquería	FAO (2000); ICES (2008)
B ^{obj}	El nivel de biomasa que se considera apropiado para la pesquería	Europa	Difícil contar con información detallada de la pesquería	FAO (2000); ICES (2008)
Colapso ¹	Representa el grado de colapso de una especie/pesquería debido a la pesca	Región norte del sur del Mar de China	Diferentes registros históricos de función de crecimiento, parámetro K de Von Bertalanffy, M o fecundidad	Cheung y Sumaila (2008)
Coste de captura	Los costes de explotación de una embarcación-empresa	Global	Difícil contar con información detallada de la pesquería	MRAG (2008)
CPUE	Cambios en la abundancia de un stock	Global	Difícil contar con información detallada de la pesquería	Zenetos <i>et al.</i> (2002)
Empleo directo e indirecto	Cuantifica el número de empleos directos e indirectos que genera la pesca y las actividades relacionadas con la pesca	Global	Diferente metodología en la recogida de información. Distinta segmentación o tipología de trabajos.	Hilborn y Walters (1992); Comisión Europea (2000)
FiB	El balance ecológico de un ecosistema	India	Datos de captura y descartes. Difícil establecer puntos de referencia.	Christensen (2000), Watson y Pauly (2004)
Hábitat	Presión de la pesca sobre un hábitat-ecosistema marino	Global	Delimitación clara de los factores modificadores del ecosistema (contaminación, cambio climático, pesca, etc.).	Armstrong y Sumaila (2007)
Huella ecológica	El área ecológicamente productiva para las capturas	Global	Delimitación geográfica. Datos de capturas.	Talbert <i>et al.</i> (2006)
Input Output	Las relaciones intersectoriales de la pesca con el resto de la economía	Galicia	Volumen considerable de información. Difícil establecer puntos de referencia.	García-Negro (2003).
Longevidad media	Combina los niveles tróficos con la profundidad de las especies	Global, Europa	Datos de longevidad máxima y mínima, niveles tróficos y datos de captura	Morato <i>et al.</i> (2006); Villasante (este estudio)
Mortalidad pesquera	Mortalidad debido a la acción pesquera	Global	Datos no siempre fiables. Difícil establecer puntos de referencia.	Caddy y Csirke (1983); Hilborn y Walters (1992);
MRE	Ocurre a un nivel de esfuerzo sobre el recurso que proporciona el mayor margen de ingresos sobre los costos	Global	Determinar los costes de explotación. Estimar el impacto directo de los beneficios económicos sobre los ecosistemas	Gordon, (1954); Schaefer, (1957); Clark (1985); Hilborn y Walters (1992)
MRS	Reflejar la dinámica de población(es) de forma de proporcionar un asesoramiento conservador en condiciones de incertidumbre.	Global	Determinar los tipos y grados de incertidumbre	Naciones Unidas (2002)

Tabla 35 (cont). Fuente: elaboración propia.

ITM	Cambios en la evolución del nivel trófico de las descargas	Argentina, Brasil, Canadá, Chile, España (Galicia), Grecia, India, Portugal, USA, Uruguay.	Longitud de series temporales. Descartes. Difícil establecer puntos de referencia.	Pauly <i>et al.</i> (1998)
Precios de descarga	El valor de las descargas en lonja-puerto	Global	Difícil obtención de datos en países en vías de desarrollo. No informa sobre el estado de los stocks en términos físicos	Sumaila (2003) Mullon <i>et al.</i> (2005); Sumaila <i>et al.</i> (2007)
Presión-Estado-Respuesta	El nivel de explotación de un recurso o ecosistema	Global	Difícil interrelación de los componentes	OCDE (1993); FAO (1999)
Pobreza	La presión económica sobre los pescadores	Filipinas, Indonesia, Noruega	Difícil establecer puntos de referencia.	Sumaila (2003)
PPR	La productividad primaria requerida para las capturas	Global, Brasil.	Escasas estimaciones de productividad primaria local-regional-nacional	Pauly y Christensen (1995).
Profundidad media	Combina los niveles tróficos con la profundidad de las especies	Global, Europa	Verosimilitud de datos de profundidad máxima y mínima, niveles tróficos y datos de captura	Morato <i>et al.</i> (2006); Villasante (este estudio)
Rapfish	La sostenibilidad de las pesquerías de acuerdo al <i>Código de Conducta para la Pesca Responsable</i>	33 países, arrastreros de vaca País Vasco, pesquerías artesanales de Galicia	Heterogeneidad de información en los países examinados	Pitcher <i>et al.</i> (1998); Murillas <i>et al.</i> (2008), Pitcher <i>et al.</i> (2008), Villasante <i>et al.</i> (2009c)
Reclutamiento ^{lm}	Establece puntos de referencia límite para un óptimo reclutamiento	Bacalao Atlántico Nordeste	Elevada plasticidad fenotípica del stock. Escasos síntomas de recuperación tras el cierre de la pesquería.	ICES, (1993); Hutchinson (2008)
Ratio de explotación	La mortalidad pesquera (F) con respecto a la mortalidad total (Z)	Global	Los datos no siempre son confiables. Difícil establecer puntos de referencia.	Hilborn y Walters (1992); Rochet <i>et al.</i> (2005); Rochet y Trenkel (2009)
Sensibilidad política	La sensibilidad de la legislación de un país-región en temas ambientales	Barbados, Cuba, China, Filipinas, Indonesia, USA, Myanmar, Tailandia, Tanzania, Vietnam	Términos no siempre correctamente empleados. Difícil establecer puntos de referencia.	Cruz Trinidad (2007)
SSB o % biomasa del stock no explotado	La biomasa virgen	Europa	Dados no robustos o de difícil obtención.	Le Gallic (2002)
Subsidios	Valor de los subsidios/valor de descargas	Global	Difícil obtención de datos por tipología de subsidios	Sumaila y Pauly (2006).
Valor de no mercado	El valor de los ecosistemas/actividades sin valor de mercado	Bahía Prince Williams, Países Bajos, Filipinas	Sesgos en la elaboración de encuestas. Diversidad de enfoques de valoración.	Yeo (2002)
Vulnerabilidad intrínseca	Testar las diversas vulnerabilidades de los taxa en distintos hábitat	Global	Limitado número de atributos o caracteres de las especies consideradas	Cheung <i>et al.</i> (2007); Tel Pérez (2007)
Vulnerabilidad-cambio climático	La exposición a las alteraciones del cambio climático, a la extensión de la capacidad adaptativa y la sensibilidad de las economías nacionales	132 países	Limitado marco analítico de modelos para evaluar el impacto del cambio climático	Allison <i>et al.</i> (2008)
Vulnerabilidad cambio climático arrecifes de coral	Testar la vulnerabilidad de las pesquerías por (a) exposición a cambios físicos, (b) dependencia de la economía nacional, y(c) capacidad adaptativa	Global	La vulnerabilidad depende de los datos disponibles de temperatura media de la superficie oceánica	Munday <i>et al.</i> (2009).
Vulnerabilidad montes submarinos	Testar la correlación entre la elevada vulnerabilidad con el ciclo vital de los taxa	Global	Difícil compilación de los 6 atributos (longevidad, T_{Max} ; edad de madurez, T_m ; longitud asimptótica, L_∞ ; fecundidad, Fec ; parámetro de crecimiento von-Bertalanffy, K ; y ratio de M)	Morato <i>et al.</i> (2006).
% Pesca / PBI	La importancia económica de la industria pesquera en el país/región.	Global	Determinar los sectores involucrados. Difícil establecer puntos de referencia	Comisión Europea (2000)

Dada la importancia de la actividad pesquera como abastecedora de alimento para consumo humano y como sostén socioeconómico de millones de pescadores en todo el mundo (Chuenpagdee *et al.*, 2006), parece razonablemente claro que la medición del uso de los océanos es un prerequisite indispensable para la sostenibilidad de las pesquerías a medio y largo plazo. No obstante, la inherente complejidad e incertidumbre en la evolución dinámica de los ecosistemas, combinado con la historia reciente de crisis ecológica, social y económica de la industria pesquera en todo el mundo, hace de esta meta un objetivo aun más necesario (Charles, 2009).

6.8. CONCLUSIONES

Después de más de medio siglo de las pioneras investigaciones de Gordon (1954) y Beverton y Holt (1957), los métodos y metodologías de evaluación de los ecosistemas marinos se han refinado y mejorado sustancialmente, agregando nuevos componentes y parámetros. A pesar de estos significativos avances, el bagaje analítico de los científicos aun se enfoca a una pequeña porción de conocimientos de los ecosistemas marinos.

Sólo en las últimas dos décadas comenzaron a mejorarse o desarrollarse nuevos métodos y enfoques con el objetivo de analizar varios aspectos potencialmente importantes como las interacciones biológicas de los ecosistemas marinos, las externalidades como el climático, las características heterogéneas de las flotas que operan en una pesquería, o los aspectos de las estrategias del sector pesquero.

En gran medida, ha existido un cierto paralelismo entre el desarrollo de estos nuevos métodos de evaluación y la emergencia de nuevos planteamientos alternativos a la economía convencional, con vistas a incorporar en el análisis económico los procesos físicos que subyacen en los procesos de producción de la industria. Para superar este estadio utilitarista de la economía neoclásica que sólo fomenta el predominio de los

valores económicos, y que ha sido creado bajo una visión puramente antropocéntrica, es preciso provocar la ruptura de esa lógica mecanicista e introducir en la esfera económica valores más acordes con las leyes de la naturaleza.

En este sentido, las diversas percepciones y representaciones de los ecosistemas marinos desarrollados durante el Siglo XX han evolucionado de manera co-evolutiva procurando incorporar, en lo sustancial, los principales aspectos de este debate, esto es, han sido contruidos simultáneamente, planteando nuevos parámetros y componentes en función de los progresos computacionales y tecnológicos de las embarcaciones.

La evolución de estas representaciones ha seguido dos vías de desarrollo. Por un lado, los modelos teóricos biológicos y económicos que, en los 1940s y 1950s, dieron origen al modelo más elemental de representación de un ecosistema. Más tarde la recopilación científica de datos sobre tamaño y edad de las poblaciones permitió el desarrollo del modelo de reclutamiento, a pesar de que la modelización se circunscribió a casos simples de uso de recursos naturales. Los refinamientos de estos modelos así como los nuevos planteamientos en la modelización de las pesquerías crecieron rápidamente en los 1950s y 1960s, aunque fueron los análisis sistémicos los que, de forma independiente, emergieron con el avance en el conocimiento de los sistemas biológicos y ecológicos.

La otra vía de desarrollo de la representatividad de los ecosistemas marinos radica en los indicadores, en particular, en los indicadores de sostenibilidad. La revisión de la literatura realizada indica que existe un número significativo de indicadores de sostenibilidad que se pueden aplicar a los ecosistemas marinos. No obstante, la naturaleza de cada uno de estos indicadores, los potenciales resultados esperables, la limitabilidad de la información, así como el reconocimiento en instrumentos internacionales y la dimensión ecológica, económica y social de las implicaciones que

de ellos se derivan, obliga a elaborar una selección de los indicadores más apropiados para medir la progresiva evolución y pérdida de biodiversidad marina. La pertinencia y oportunidad son las características más relevantes que indican que deben evaluarse de forma prudente atendiendo a los fenómenos o procesos que se pretendan identificar y examinar, las zonas o ecosistemas objeto de estudio, así como las especies a considerar.

Por esto, la adopción de indicadores de sostenibilidad, en particular, la utilización del Índice trófico y el Índice de balance de pesquerías constituyen, con las precauciones señaladas, útiles instrumentos de medición de la biodiversidad de los ecosistemas marinos, así como del progreso en la implementación de los principios establecidos en la Convención de Biodiversidad Biológica con la finalidad de recuperar las poblaciones comerciales en un horizonte temporal no más allá de 2015, tal y como recomienda la Cumbre de Johannesburgo de Desarrollo Sostenible.

CAPÍTULO 7

RECONSTRUCCIÓN ESTADÍSTICA DE LAS CAPTURAS DE LA PESCA DE BAJURA Y LITORAL EN GALICIA

“What is true is that the available scattered data are hardly synthesized and rendered coherent and thus useful for resource management and conservation. Thus, every applied project has to start from scratch at great cost, because “they have no data”, and every evaluation of the state of resources or of biodiversity is marred by the absence of a sound baseline rooted in well documented accounts of the past”

Daniel Pauly and John Maclean (2003) In a perfect Ocean. The state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean.

7.1. INTRODUCCIÓN

En los años 1990s, la percepción pública de las cuestiones medioambientales relacionadas con la actividad pesquera cambió sustancialmente, convirtiéndose, probablemente, en uno de los focos de mayor atención de la comunidad científica y la sociedad, al menos en los países desarrollados (Pauly y Zeller, 2003).

La transición a este cambio de mentalidad se debió, muy probablemente, a la publicación del volumen de descartes que Alverson *et al.* (1994) documentaron la enorme cantidad de pescado desperdiciado por la pesca industrial, al colapso de Bacalao en las costas de Newfoundland (Walters y Maguire, 1996), o la puesta en conocimiento de la sociedad de la cantidad de subsidios que se otorgaban a la pesca industrial, especialmente en los países desarrollados del Hemisferio Norte (García y Newton, 1997). Además, la mejora del conocimiento local del estado de los recursos así como de las bases de datos son, naturalmente, precondiciones para la adopción de mejores políticas pesqueras (Watson *et al.*, 2004).

La década de los años 1990s ha sido el punto de partida que evidenció la necesidad de adoptar una metodología y criterios determinados para la reconstrucción estadística de las capturas totales, especialmente en los países en vías de desarrollo. Watson y Pauly (2001) pusieron de manifiesto los problemas relacionados con las estadísticas oficiales publicadas por FAO argumentando: (i) que las poblaciones comerciales de la costa de China se encontraban en una situación de sobrepesca, y el esfuerzo pesquero continuaba aumentando, (ii) que las capturas por unidad de esfuerzo basadas en estadísticas oficiales habían permanecido constantes en el Mar de China desde 1980 a 1995, esto es, durante un período de continuo incremento del esfuerzo pesquero y de capturas reportadas, y en contraste con el declive de abundancia documentado y (iii)

la reestimación de las capturas en aguas de China expresada en t/km^2 eran superiores a lo que se podría esperar en otras áreas del mundo, dependiendo de la latitud, profundidad, y productividad primaria.

Lo que subyacía, en el fondo, era que las capturas reales en todo el mundo eran superiores a las publicadas por FAO y, que por tanto, se estaban infravalorando las capturas reales en todo el mundo, desconociendo la situación real de los ecosistemas marinos y los impactos de las actividades humanas sobre ellos. Se pregona la creación de un enfoque que, de forma retrospectiva, fuera capaz de estimar las capturas reales de tal forma de contar con aproximaciones relativamente realistas de las capturas históricas.

Como resultado, Zeller y Pauly (2003) establecieron las bases, la metodología y los criterios apropiados para efectuar toda reconstrucción estadística de capturas. Desde entonces, las reconstrucciones estadísticas realizadas en varios países han demostrado que las capturas reales deberían, a menudo, multiplicarse por dos o más con respecto a las estadísticas oficiales. Pero no sólo las implicaciones afectan a las capturas, también repercute en la elaboración de políticas pesqueras en términos de relevancia económica y social en las comunidades de pescadores, en particular en los países en vías de desarrollo (Zeller *et al.*, 2006).

En este contexto, la pesca artesanal desempeña un papel determinante en el desarrollo socioeconómico de las comunidades costeras (Zeller *et al.*, 2006), que en Europa (Comisión Europea, 2000) y en particular en Galicia adquieren una connotación determinante de la configuración poblacional e industrial (García-Negro *et al.*, 2008). Sin embargo, a pesar de esta importancia, resulta interesante observar que sólo existe un número muy reducido de trabajos científicos que aborden el análisis del conjunto de la pesca artesanal (López Veiga *et al.*, 1993; Freire y García-Allut, 2000; Varela *et al.*,

2000; Freire *et al.*, 2002; Otero *et al.*, 2005, 2009), y sólo muy recientemente los efectos del cambio climático en las costas gallegas, tanto en pesquerías pelágicas (Bode *et al.*, 2009; Molares *et al.*, 2009), cefalópodos como el pulpo (Otero *et al.*, 2009), comunidades bentónicas (Freire *et al.*, 2009) o en el cultivo de mejillón (Álvarez-Salgado *et al.*, 2009).

Esta es la primera razón fundamental por lo que el dominio del presente estudio alcanza las pesquerías artesanales de Galicia. La segunda razón radica en que la aplicación de indicadores de sostenibilidad en la ciencia pesquera es relativamente reciente, por lo que con este estudio realizamos una contribución al conocimiento de la interacción entre la pesca y los indicadores de sostenibilidad. La tercera razón estriba en que, a pesar de los avances científicos y los esfuerzos de la administración, se sabe relativamente poco acerca de la actual abundancia relativa de los ecosistemas de las rías gallegas.

Por ello es que el dominio de aplicación de este trabajo abarca a las pesquerías artesanales que operan dentro de la plataforma continental gallega en el período 1998-2007, que tiene como objetivo central la reconstrucción de las estadísticas de capturas descargadas por la pesca de bajura y litoral, como base para el posterior examen de sostenibilidad a través de los indicadores ecológicos índice trófico marino e índice de pesquerías en balance.

Los objetivos específicos son: (a) identificar las especies y las capturas de la pesca de bajura y litoral, (b) incluir los valores de descartes publicados por ICES y por la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos de la Xunta de Galicia en las estadísticas de capturas, y (c) reestimar las capturas a partir de fuentes primarias y secundarias que complementan las estadísticas oficiales de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos.

7.2. ÁMBITO DE ESTUDIO: LAS PESQUERÍAS ARTESANALES DE GALICIA

7.2.1. Características biológicas y riqueza de las Rías

Galicia es una región situada al noroeste de la península ibérica, lindante por el Norte y Oeste por el océano Atlántico (latitud 42° 45' N y longitud 8° 10' E), al Sur limita con Portugal y al Este con el resto del territorio español. La costa gallega posee una extensión aproximada de 1.295 km y presenta una morfología muy variada en la que existen zonas de costas con rías y ensenadas, acantilados con playas o marismas, y zonas expuestas al temporal con zonas abrigadas (Penas, 1986).

La plataforma continental gallega, definida como la zona costera hasta los 200 m de profundidad, es relativamente estrecha; su anchura oscila entre los 20-35 km y su superficie total, desde Ribadeo hasta la desembocadura del Río Miño, es de unos 10.000 km². La riqueza de las rías gallegas, antiguos valles tectónicos ocupados por el mar como resultado de la elevación del nivel del mar tras la última glaciación, está determinada por la existencia de un importante fenómeno de afloramiento provocado por el viento del norte que origina un desplazamiento de las capas superficiales de agua hacia el suroeste (Blanton *et al.*, 1982).

Tenemos, pues, un esquema en las rías gallegas que consiste en una corriente de aguas mezcladas que salen por la superficie y que se ven compensadas por una contracorriente de fondo hacia el interior de la ría, donde esta agua de fondo cargada de nutrientes termina por provocar microafloramientos al subir a la superficie (Ilustración 1).

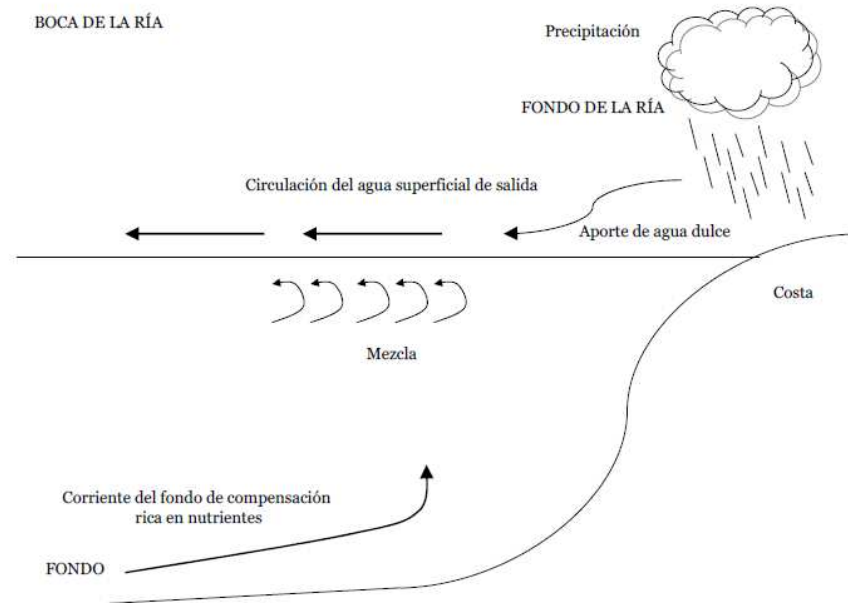


Ilustración 1 Esquema de circulación estuárica positiva de las rías gallegas.
Fuente: López Veiga *et al.* (1993).

Desde un punto de vista biológico, las rías son ecosistemas con una elevada productividad primaria, con valores que oscilan entre los 250 gC/m² año en la Ría de Arousa (Varela *et al.*, 1984), muy superiores a la productividad primaria media observada en el océano Atlántico (100 gC/m² año), y próximos a la media estimada para los ecosistemas terrestres (Fraga y Margalef, 1979). Estas condiciones propician una elevada producción pesquera en la plataforma continental, en torno a 16 t/km²/año, cifra superior a las 3,44 t/km²/año estimada para el conjunto de los océanos (Gulland, 1974).

7.3. LA IMPORTANCIA ECONÓMICA DE LA PESCA GALLEGA

Galicia es una de las regiones de la Unión Europea con mayor nivel de dependencia de las actividades pesqueras (Comisión Europea, 2000). Las actividades ligadas al mar actúan como un mecanismo de arrastre de otras actividades económicas, tanto del litoral como del conjunto de la economía.

La pesca en Galicia participa decisivamente en el entramado productivo creando relaciones y generando empleo en un número elevado de actividades económicas. Desde una perspectiva socioeconómica, Galicia es una de las regiones de la Unión Europea con mayor nivel de dependencia de las actividades pesqueras (Comisión Europea, 2000; García-Negro *et al.*, 2008; 2009).

7.3.1 Economía

Las actividades ligadas al mar actúan como un mecanismo de arrastre de otras actividades económicas, tanto del litoral como del conjunto de la economía, y de los 76 sectores de actividad económica productiva en que podemos considerar clasificados los sectores económicos en Galicia, 63 de ellos tienen relación directa con la pesca, demandando y proveyendo bienes y servicios a cada uno de los sectores con los que se relaciona (García-Negro, 2003).

Tabla 36 Dimensión del sector pesquero en Galicia (2008)

Dimensión	Magnitud	UE-27	España	%UE	Galicia	% Esp.	%UE
Flota	Barcos	88.520	13.021	14,7	4.881*	37,4	5,5
	Tonelaje	1.922.527	468.035	24,3	183.552	39,2	9,5
	Potencia	7.021.094	1.059.350	15,0	338.774	31,9	4,8
Producción	Desembarcos (t)	4.442.604	777.543	17,5	173.568	22,3	3,9
	Valor desembarcos (millones €)	6.701.754	1.679.668	25,0	451.3	26,8	6,7
	Producción acuícola (t) [#]	1.272.455	221.927	17,4	221.4	99,7	17,4
	Valor prod. acuícola (millones €)	2.864.685	280.433	9,7	183.9	65,5	6,4
Industria de Transformación	Valor producción (millones €)	18.937.700	3.704.900	19,5	429.5	11,6	2,26
Consumo	Consumo per cápita	21,4	44,7				
Empleo	Acuicultura y pesca	415.851	86.860	20,8	32.700	37,6	7,8
	Ind. Transformación	129.500	22.352	17,2	8.500	38,0	6,5
Comercio exterior [§]	Importaciones (t)	4.905.530	725.466	14,7	633.057	87,2	12,9
	Importaciones (millones €)	14.513.063	2.031.837	13,9	1.525,7	75,1	10,5
	Exportaciones (t)	3.403.786	556.328	16,3	376.305	67,5	11,0
	Exportaciones (millones €)	8.356.071	1.152.214	13,7	951	82,5	11,3
Renta	VAB pesca/PIB(%)**	0,2			2,4		

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008), Eurostat (2008), Agencia Tributaria (2009) y PescadeGalicia. *No incluye la flota auxiliar de acuicultura de 1.225 embarcaciones. **Datos aproximados. ***Incluye pesca y acuicultura. §Incluye productos frescos, refrigerados y congelados. #Acuicultura marina.

Si se consideran las principales variables representativas del sector tal y como se muestra en la Tabla 36, Galicia representa casi el 80% del volumen y el 51% del valor de la producción acuícola en España, y el 50% de los desembarcos en volumen y en valor. Además, representa el 43% del número de buques y más del 34% de la capacidad de la flota; y cerca del 40% del número de empleos directos en la pesca en todo el territorio español. También supone un importante aporte al valor añadido respecto al producto bruto interno que en Galicia es más de 10 veces superior al de la Unión Europea (UE-27).

7.3.2. Flota pesquera

La flota pesquera de capital gallego puede clasificarse en: (i) artesanal (que incluye a la pesca de bajura y litoral, (ii) de altura y (iii) y de gran altura. La flota de litoral faena a lo largo de todo nuestro litoral empleando fundamentalmente artes menores (nasas, rascos, trasmallos, etc.) y artes de arrastre, cerco y palangre de superficie, y se dedican a la captura en fresco para la venta en el día. Se trata de la mayor parte de la flota gallega y desempeña, en términos económicos y sociales, un papel decisivo en el sostén de las comunidades locales.

La pesca de bajura incluye el conjunto de unidades de producción con las siguientes características: un sólo barco, autonomía para faenar dentro de los límites de las rías y captura de especies propias de las rías para venta sólo en fresco, al día, especies de alta calidad tanto para el mercado local como para el mercado interior español. En términos generales, las principales especies capturadas desarrollan su vida: a lo largo de la columna de agua, donde opera la flota de cerco capturando principalmente jurel, caballa y sardina, en la columna de agua pero en fondos más profundos, se explotan lirio, jurel o caballa, y las especies típicamente demersales y bentónicas como la merluza, rapés, gallos, congrio, rayas, cigala, sepias y pulpos (IEO, 2003).

Se trata de un sector con un elevado número de unidades productivas, de las que en torno al 85% cuentan con una sola embarcación de pequeño tamaño (la eslora no suele sobrepasar los seis metros, el tonelaje los 3,2 Trb y la potencia no alcanza los 10 Cv) y que son tripuladas por un máximo de tres marineros. No obstante, dentro de la bajura existe también un segundo grupo de empresas que, se bien son muy similares a las anteriores en cuanto a las características de los productos comercializados, disponen de embarcaciones con más autonomía (esloras de hasta 13 mts, tonelaje máxima de 13 Trb, pudiendo alcanzar los 120 Cv de potencia) incorporando trabajo asalariado a la tradicional mano de obra familiar (García-Negro, 2003; Villasante *et al.*, 2005).

El sector de pesca de litoral está compuesto por aproximadamente 354 empresas y, si bien algunas mantienen su carácter familiar, es común la existencia de formas societarias, tanto S.L como S.A., donde un armador es propietario de uno o más barcos que cuentan con tripulación asalariada, también a la parte. Las artes de pesca empleadas son fundamentalmente de arrastre, cerco, palangre, volantas y rascos, lo que implica necesariamente el empleo de embarcaciones de tamaño superior a las existentes en bajura (García-Negro, 2003).

Las operaciones de pesca se realizan en el litoral gallego, asturiano, cántabro y portugués para con posterioridad comercializar las capturas no sólo en las lonjas del puerto base y próximas, sino también en lonjas cercanas al caladero en el que se realizan las actividades pesqueras. La mayoría de las especies capturadas son peces como la sardina, jurel, merluza, bonito, pez espada, rape o marrajo, si bien son importantes también moluscos como el pulpo.

La flota de altura faena principalmente en aguas comunitarias, se dedica sobre todo a la captura en fresco y opera en aguas del Sur y del Oeste de Irlanda (Sub-áreas ICES VI y VII), aunque también lo hace en las costas de Francia (Sub-área VIII – divisiones VIIa y VIIb).

Esta flota está formada por buques que faenan al arrastre (~70 buques) y al palangre de fondo (~54 barcos de más de 100 Trb y ~11 unidades de menor porte) para la captura de cigala, gallo, merluza. Los puertos más importantes de descargas en Galicia son A Coruña, Burela, Celeiro, Marín y Vigo. En el caladero portugués desarrollan una actividad importante los buques arrastreros y cerqueros, en particular en los puertos de Marín y Vigo. También fuera del Caladero nacional faenan ~125 buques en la pesquería de bonito del Golfo de Vizcaya, operando sobre todo desde Burela y Celeiro, que cuentan con una importante demanda del mercado de fresco.

La flota de Gran Altura está compuesta por arrastreros congeladores y atuneros, que operan principalmente en aguas del Atlántico Norte de Svalbard, Mar de Barents, en Islandia, en el caladero de NAFO, en Gran Sol; en el caladero de Angola, Marruecos, Mauritania, Namibia, y Senegal, en el Atlántico Sudoccidental en los caladeros de Malvinas/Falklands, Argentina y Uruguay a través de empresas mixtas; en el océano Índico, y en aguas internacionales fuera de la zona jurisdiccional de Portugal, las Islas Azores y España.

El propio proceso histórico de desarrollo del sector pesquero gallego no se explica sin su capacidad estratégica y de iniciativa demostrada ante las dificultades de acceso a numerosos caladeros debido a las restricciones impuestas por los países en vías de desarrollo en sus respectivas zonas de pesca. Por tanto, la simple cuantificación del

número de embarcaciones contabilizadas en los puertos gallegos no se ajusta a la realidad para poder comprender la importancia de la pesca como actividad económica.

Los cambios de base de los buques hacia otras regiones del Estado o incluso hacia el exterior, de tripulación o de presencia de capital gallego en los mercados extranjeros, nos obliga a superar la premisa de la mera localización de los medios de producción debiendo considerar los datos aportados por la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos con un carácter de mínimos a los efectos de la descripción de la flota.

En lo que respecta a los datos de la flota publicados por *PescadeGalicia*⁴⁵, existen más de 4.748 pequeñas embarcaciones⁴⁶ que pertenecen a la flota de bajura y litoral y faenan en el caladero nacional, 140 operan en caladeros comunitarios y las restantes 138 operan en caladeros internacionales a través de acuerdos públicos o de sociedades mixtas⁴⁷. Siguiendo la clasificación del litoral gallego en función de las zonas ecogeográficas, la zona con mayor número de unidades es la Ría de Arousa (38%), el tonelaje se concentra claramente en las Rías de Vigo-Pontevedra, A Coruña y A Mariña lucense (78,5%), y la flota con mayor potencia se encuentra en la Ría de Vigo (37,5%).

En las Figura 21a-b se puede apreciar que los mayores esfuerzos de pesca por superficie se producen en las Rías Baixas, con los valores máximos en la Ría de Arousa en la que se observa que el esfuerzo pesquero se duplica al de las restantes zonas, superando el valor de la media del litoral gallego (Arnáiz, 2009). Asimismo, se tiene comprobado que las embarcaciones de artes menores no suelen superar, salvo algunas excepciones y por razones de rentabilidad económica, los límites territoriales de sus

⁴⁵ Otras 1.150 embarcaciones se dedican a actividades de acuicultura en las rías gallegas.

⁴⁶ Las artes menores concentran más de 4.357 buques, 166 son cerqueros, 101 arrastreros de litoral, 61 palangreros de superficie, y 37 faenan con artes de volanta.

⁴⁷ Establecidas en más de 26 países -especialmente en caladeros de África, América Latina y el Índico-, con un total aproximado de 400 buques y con una producción anual que oscila en torno a las 500.000 t. El 80% de esta producción se exporta a la Unión Europea.

puertos de base y, en todo caso, mucho menos del ámbito de actuación de las zonas ecogeográficas (Arnáiz, 2009).

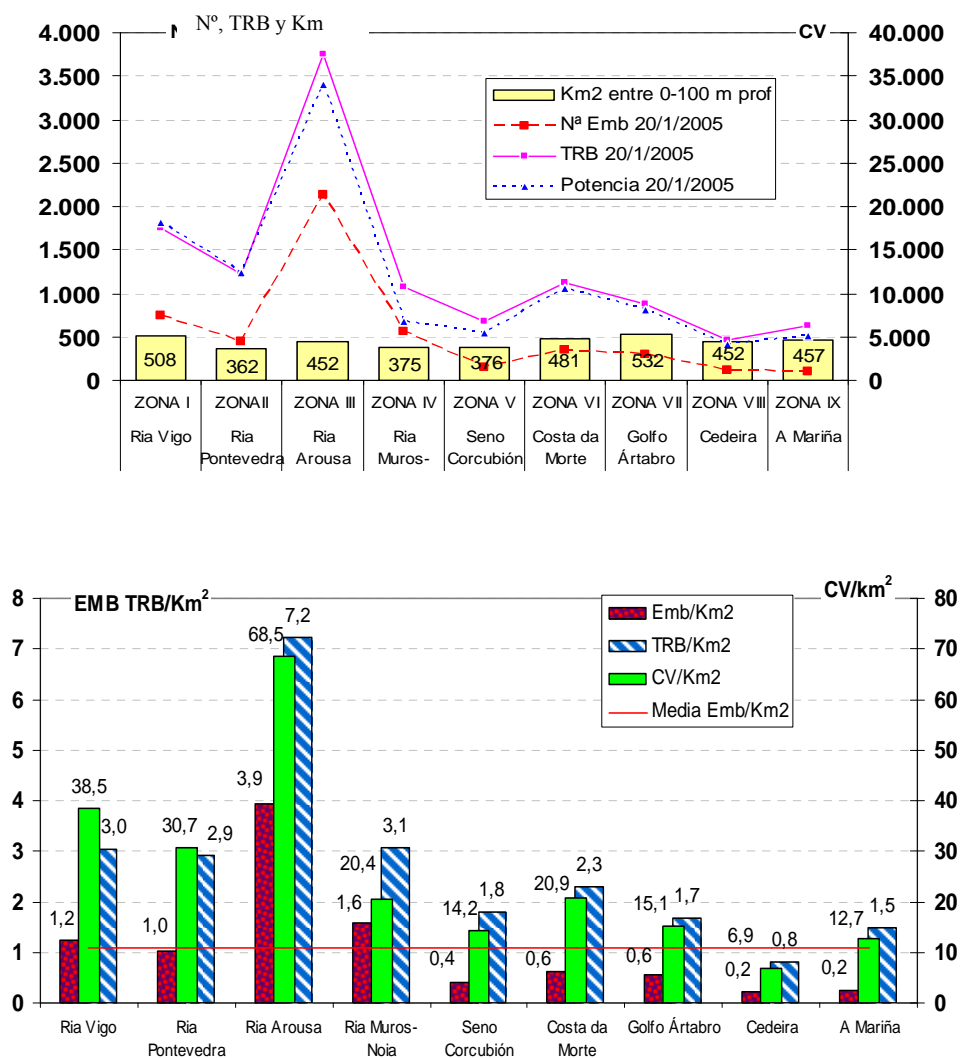


Figura 21 a) Distribución de las embarcaciones de artes menores por zonas ecogeográficas. b) esfuerzo pesquero por zonas administrativas. Fuente: Arnáiz (2009).

7.3.3. Empleo: afiliados al Régimen de Trabajadores del Mar

Con respecto al empleo, el sector pesquero gallego abarca mucho más de lo que tradicionalmente se conoce como pesca extractiva, bajura, altura y gran altura, el marisqueo, la miticultura y el resto de la acuicultura marina, la industria de

transformación de pescado (industria conservera y de otros preparados alimenticios⁴⁸) ya que deben, necesariamente, incluirse otros sectores como el comercializador de los diversos productos pesqueros (al por mayor⁴⁹ y al por menor⁵⁰) y otras industrias y servicios relacionados con la pesca.

Este último epígrafe incluye los grandes frigoríficos de depósito de productos de la pesca⁵¹, los servicios que prestan las lonjas, las cofradías de pescadores, organizaciones de productores y comercializadores de pescado⁵², la Administración Pública⁵³ que se dedica en exclusiva al sector, el personal del Instituto Social de la Marina⁵⁴, la investigación que se realiza en el ámbito de las universidades y otros organismos dependientes de la Administración autonómica⁵⁵, etc.

A continuación examinamos el número de trabajadores afiliados al Régimen de los Trabajadores del Mar en todo el territorio español, tomando como base el número de afiliados a la Seguridad Social procedente de los datos aportados por el Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, que en el apartado *Cuentas y Trabajadores* distribuidos por régimen, municipio y actividad, suministra de forma individualizada, para los años 1999-2006, datos para cada una de las Comunidades Autónomas.

Consideramos que esta base de datos es la más adecuada para una caracterización como la que aquí se presenta no sólo por incluir el número de afiliados a la Seguridad

⁴⁸ En la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE-93) estas actividades se incluyen en el código 15.20 *Elaboración y conservación de pescados y productos a base de pescado*.

⁴⁹ CNAE 51.38. *Comercio al por mayor de pescados y mariscos y otros productos alimenticios*.

⁵⁰ CNAE 52.23. *Comercio al por menor de pescados y mariscos*.

⁵¹ CNAE 63.12: *Depósito y almacenamiento*.

⁵² CNAE 91.1. *Actividades de organizaciones empresariales, profesionales y patronales*.

⁵³ CNAE 75.1. *Administración pública*.

⁵⁴ CNAE 75.3. *Seguridad social obligatoria*.

⁵⁵ CNAE 73.1. *Investigación y desarrollo sobre ciencias naturales y técnicas* y CNAE 73.2. *Investigación y desarrollo sobre ciencias sociales y humanidades*.

Social, permitiendo un examen más pormenorizado de la estructura sectorial de cada entidad autonómica, sino también por ser la más actualizada de las existentes. Los datos que se recogen en las estadísticas de la Seguridad Social para el año 1998 indican que había en España un total de 75.448 personas afiliadas al *Régimen Especial de los Trabajadores de Mar*, siendo esta cifra de 68.017 personas en el año 2006, lo que supone una disminución de 7.431 individuos, que en términos porcentuales es del 9,8% (Figura 22).

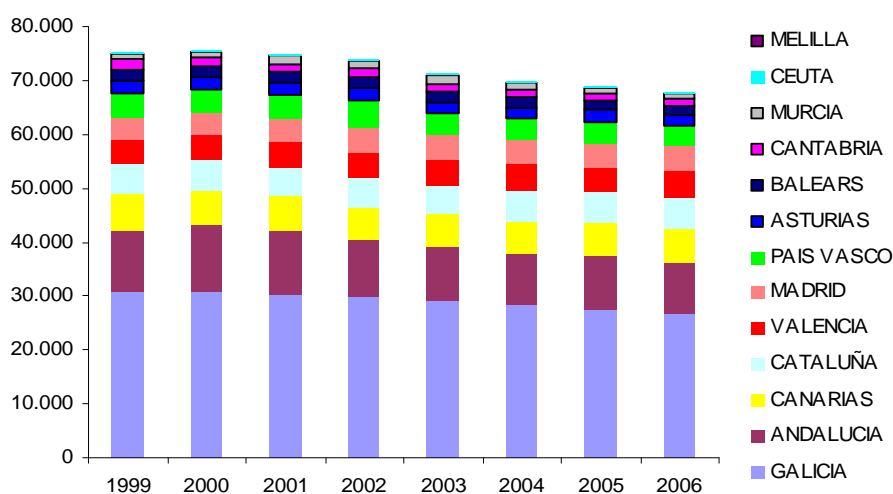


Figura 22 Afiliados al Régimen de Trabajadores del Mar por Comunidades Autónomas (miles de afiliados). Fuente: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales.

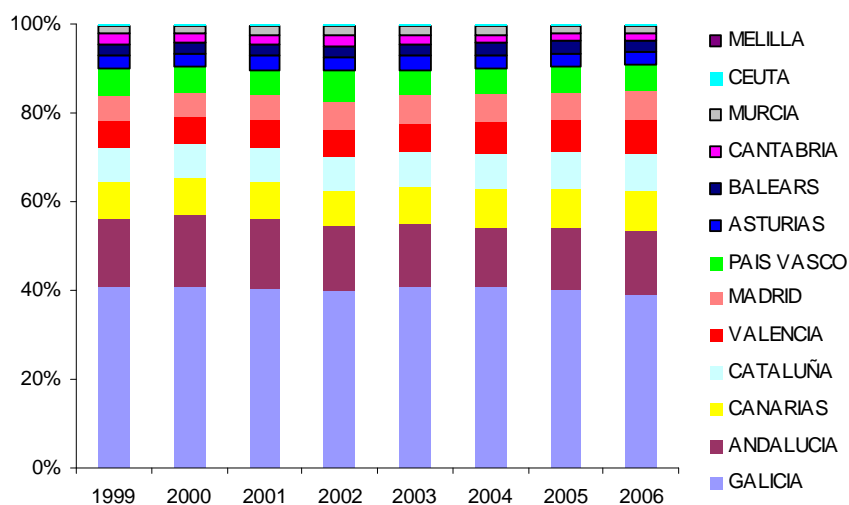


Figura 23 Comparación de los afiliados al Régimen de los Trabajadores del Mar en Galicia (%), 1999-2006 (miles de afiliados). Fuente: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales.

El valor máximo se alcanzó en el año 2000, cuando se registraron un total de 75.715 personas, mientras que el valor mínimo fue en 2006. Las cinco Comunidades Autónomas que lideran el número de afiliados a este régimen en el año 2006 fueron, por orden de importancia, Galicia con 26.685 personas, Andalucía 9.617, Canarias 6.075, y Cataluña con 5.735 afiliados. Todas ellas disminuyeron el número de personas afiliadas durante 1999-2006, salvo Cataluña que aumentó en 116 personas. Si lo que interesa es observar el peso relativo del número de afiliados de cada una de estas Comunidades Autónomas, la Figura 23 nos aporta un interesante escenario de lo que ha sucedido en los últimos años, con Galicia liderando claramente el ranking. En segundo lugar, se situaría Andalucía con el 15%, seguida de la provincia de A Coruña con el 10%, y Cataluña y Canarias 9-10% cada una. Además de Cataluña que creció de 7 a 8 mil afiliados, Valencia lo hizo de 4.605 personas a 5.148 en el mismo período.

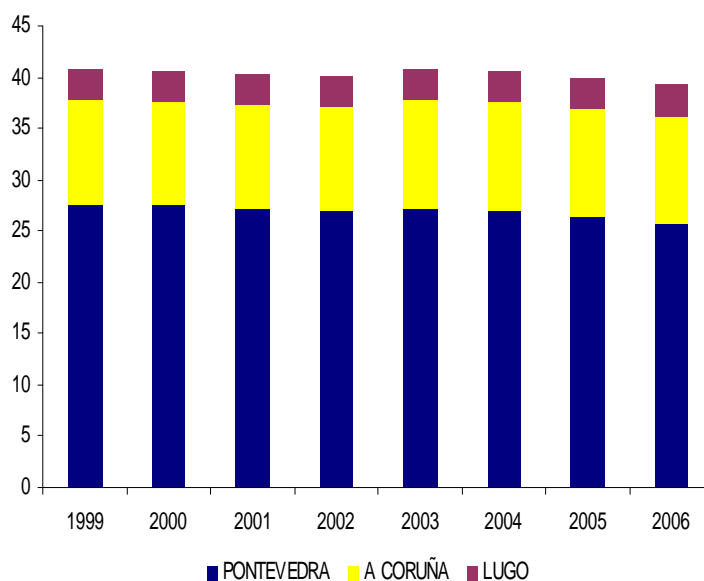


Figura 24 Comparación de los afiliados al Régimen de los Trabajadores del Mar en Galicia, 1999-2006 (miles de afiliados). Fuente: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales.

A pesar de que lideran el ranking en orden de importancia, la provincia de Pontevedra y Andalucía sufrieron las reducciones más importantes. Pontevedra perdió 3.297 afiliados mientras que Andalucía 1.981. Pero lo verdaderamente relevante es que

Galicia concentra más del 40% del número total de afiliados en todo el territorio español, siendo la provincia de Pontevedra la que lidera este proceso. Finalmente, y ya centrándonos en el análisis de los afiliados al Régimen de los Trabajadores del Mar en las tres provincias gallegas, destaca, como ya mencionamos, el significativo peso de Pontevedra con 21 mil afiliados en 1999, seguido de A Coruña con 8.000 personas y Lugo con 2 mil personas (Figura 24). Este escenario de representatividad prácticamente no sufrió alteraciones sustanciales, a no ser por el descenso total del número de afiliados en Pontevedra.

7.4. DESCARGAS DE PESCADO FRESCO EN GALICIA

7.4.1. Evolución de las descargas de pescado fresco

Un aspecto importante en el análisis de la dimensión de la pesca en Galicia se refiere a la consideración de las descargas en las lonjas de todo el gallego. En el apartado de análisis del volumen total de descargas de pescado fresco en Galicia, utilizamos el mayor período temporal posible considerando las series estadísticas disponibles de *PescadeGalicia*, a saber 1998-2007, para más de ~200 especies y las 63 lonjas autorizadas para la primera venta de pescado fresco.

Los desembarcos en volumen siguieron una tendencia ligeramente decreciente que se tradujo en una reducción del 5,6%. Los valores máximos se alcanzaron al inicio del período con 182,4 millones de kg., y los mínimos, a excepción de la prohibición obligatoria derivada de la catástrofe del petrolero *Prestige*, se registraron en 2002 con 128 millones de kg. La Figura 25 muestra tres tendencias claramente identificables.

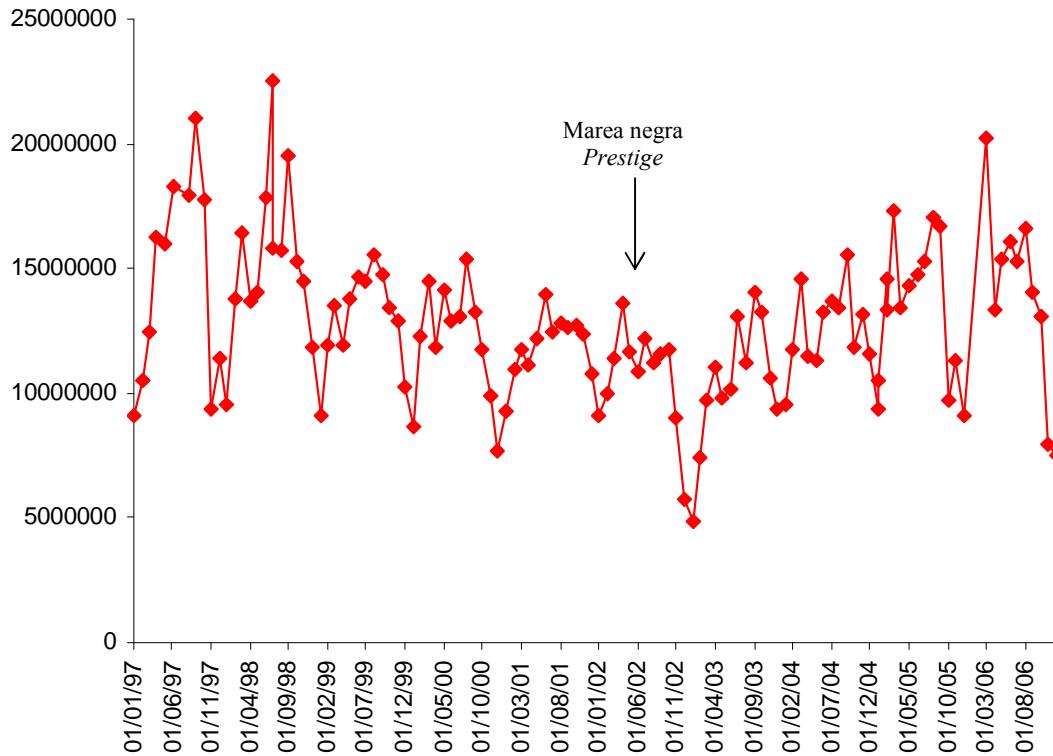


Figura 25 Descargas mensuales de pescado fresco en de Galicia (en kg.).
Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

En una primera etapa (1998-2001) las descargas descienden de manera continua (20,3%), una segunda fase (2002-2003) que se caracteriza por la continuidad en la reducción de las capturas desembarcadas, agravada por la paralización temporal provocada por la marea negra, y una tercera etapa marcada por dos subperíodos.

En el primero, se advierten los efectos de la parada obligatoria que permitieron un incremento de las descargas post-*Prestige*; y un ulterior subperíodo donde esta tendencia presenta síntomas de continuar con esta evolución, con un aumento del volumen descargado entre 2004-2007 del orden del 38,7%. de acuerdo a las prospecciones realizadas por la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos en las zonas habituales de faena de las Rías Baixas comparando los valores medios de años anteriores (1999-2001) con su evolución en los meses anteriores al cierre y apertura de los caladeros, los rendimientos de pulpo en el período post-*Prestige* presentan valores superiores.

Esto se debe, en gran medida, al crecimiento del tamaño de los individuos como resultado de la prohibición total de la actividad pesquera que actuó como una parada biológica sobre el recurso. El análisis de la distribución del peso también mostró un desplazamiento de las clases modales en especies de crecimiento corto, como el pulpo, observando un incremento de los ejemplares capturados de mayor peso (se pasó de 1.098 g. a 1.965g) (Arnáiz, 2007).

Un análisis exhaustivo de los efectos económicos de la marea negra del *Prestige* sobre la pesca comercial en Galicia han sido tratados en Garza-Gil *et al.*, 2006; Loureiro *et al.*, 2006; García-Negro, 2008 y García-Negro *et al.*, 2009. Garza Gil *et al.* (2006) y Loureiro *et al.* (2006) analizaron el impacto económico de la marea negra sobre la pesca extractiva, el sector conservero, la miticultura y el turismo, y García Negro *et al.* (2008; 2009) examinaron los efectos de la catástrofe sobre las poblaciones comerciales a través del indicador de descargas en la Ría de Vigo y la Costa da Morte durante 2003-2006. Si bien se observa en ambas zonas una reducción del volumen de capturas, no se aprecia un patrón común para todas las especies estudiadas, existiendo algunas que experimentan una disminución y otra que han incrementado el volumen (García Negro *et al.*, 2008; 2009).

Esto pone de reflejo la diversidad de factores que influyen en la respuesta de las especies y ecosistemas ante los efectos de una marea negra, desde el hábitat, el ciclo vital, la intensidad y exposición al impacto, su distinta capacidad de recuperación según se trate de especies pelágicas, demersales o bentónicas, el nivel de esfuerzo pesquero, y finalmente, la recogida de información sobre cada una de estas especies y/o ecosistemas y el tratamiento estadístico de las variables que pueden ofrecer una idea de la respuesta ante la marea negra (biomasa, capturas, descargas, mortalidad pesquera, etc.).

7.4.2. Pesquerías pelágicas

Los peces pelágicos tienen gran importancia a nivel ecológico, como organismos exportadores e importadores de energía a lo largo de extensas zonas oceánicas. La explotación de que son objeto es mejor conocida dentro del ámbito de la pesca industrial. No obstante, también forman parte importante de la pesca artesanal de varias zonas costeras.

En Galicia, las pesquerías pelágicas constituyen una fuente de recursos económicos importante, siendo las especies más relevantes desde la perspectiva del volumen de descargas la sardina, el jurel y la caballa. En general, se trata de especies que se caracterizan por su elevada variabilidad en la biomasa y el reclutamiento. Estos procesos de fluctuación se han producido en áreas donde los afloramientos son intensos como en Galicia.

La sardina, también denominada parrocha o xouba en ejemplares más pequeños, se encuentra en el afloramiento producido por la denominada corriente de Canarias, alcanzando su máxima intensidad durante los meses de julio, agosto y septiembre a lo largo de las costas gallegas, asturianas y portuguesas, cuya distribución se extiende más allá de la plataforma continental (Cushing, 1969; Álvarez *et al.*, 1986). Suele aproximarse a la costa a finales del verano, en otoño desaparece para permanecer durante el invierno en aguas profundas (Solórzano *et al.*, 1983). Las pesquerías de sardina de España y Portugal parecen mostrar tendencias similares, incluso es posible que ambas estén íntimamente vinculadas (Wyatt y Pérez Gándaras, 1986).

Esta pesquería ha tenido una gran relevancia para la pesca extractiva y para la industria de transformación en Galicia y en España. Sometida a la evaluación científica de ICES, es una especie que se captura con artes de cerco y que en la actualidad no está

sujeta a TACs, ya que la única regulación consiste en la imposición de tamaños mínimos de captura (Domínguez-Torreiro, 2003). Existen, además, otras especies pelágicas de tradicional importancia en esta pesquería como el jurel, caballa y espadín. El jurel normalmente habita en mar abierto, en profundidades de 100-200 m y llega a desplazarse hasta más de 500 mt durante los meses de verano (Alonso-Allende *et al.*, 1978; Fernández *et al.*, 1978; Solórzano *et al.*, 1983), la freza tiene lugar entre los meses de verano, y destaca por presentar un crecimiento lento (Fariña, 1983).

Es una especie carnívora y preda fundamentalmente sobre la sardina pequeña (Solórzano *et al.*, 1983), alcanzando volúmenes importantes de capturas. Finalmente, la caballa (*Scomber scombrus*) o cabala, rincha, perrila e torno, vive de adulto en aguas profundas, y durante los meses de primavera, verano y comienzos de otoño forma grandes cardúmenes cerca de la costa y en aguas superficiales, siendo capturada por artes de cerco y trasmallos (Solórzano *et al.*, 1983).

7.4.2.1. Descargas especies pelágicas

Según la plataforma *PescadeGalicia*, los desembarcos pertenecientes a las especies pelágicas experimentaron un descenso del 12,9% (72,3 a 63 millones de kg), registrando los valores mínimos en 2003 (42,3 millones) y los máximos en el año 1997 y 2006 con más de 70 millones de kg.

El ciclo productivo de las descargas de especies pelágicas en Galicia se encuentra fuertemente influenciado por la estacionalidad de las descargas de sardina, condicionada tanto por razones del ciclo natural de migración como por un ciclo productivo marcado por una elevada concentración de las descargas entre los meses de mayo-octubre y una disminución de las mismas en los restantes meses del año. Esto es, las pesquerías

pelágicas presentan una fuerte estacionalidad cíclica con la mayor productividad durante y después del verano (Figura 26) (García-Negro, 2008).

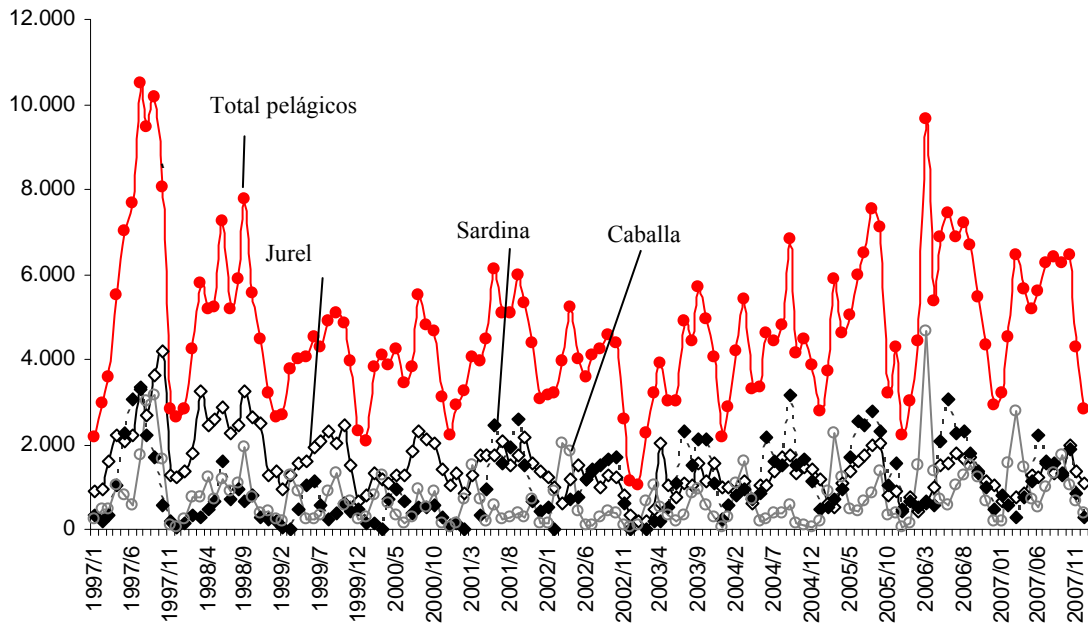


Figura 26 Descargas mensuales de especies pelágicas en Galicia (miles de kg.).
Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Las descargas de jurel registraron un descenso durante 2001-2007 del orden de 14,3% (25,3 a 22 millones de kg.), al tiempo que el valor de las mismas apenas sufrió modificaciones (de 17,64 a 17,65 millones de euros). Sin embargo, el precio medio por kilogramo descargado aumentó casi el 16% (de 0,69 €/kg. a 0,80 €/kg.).

Con respecto a la segunda de las especies de mayor importancia, la sardina, señalar que las descargas aumentaron un 16,7% (14,3 a 16,7 millones de kg.), y el valor de las mismas también siguieron una tendencia semejante aunque forma más reducida, con el 12,6% (9,5 a 10,7 millones de euros). Aunque sufrieron oscilaciones relativamente importantes a lo largo de estos años, los precios medios se redujeron el 4,4% (0,67 €/kg. a 0,64 €/kg.).

7.4.3. Pesquerías demersales

Las especies que caracterizan este tipo de pesquerías en Galicia son básicamente cuatro: merluza (*Merluccius merluccius*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), cigala (*Nephrops norvegicus*), jurel (*Trachurus trachurus*) o gallo (*Lepidorhombus boscii*), siendo capturada principalmente por artes de arrastre, volantas y palangres.

Sin duda, la especie por excelencia de la pesquería demersal gallega es la merluza, cuya puesta se prolonga desde septiembre a marzo, con una época de mayor intensidad en los meses de enero y febrero (López Veiga *et al.*, 1974; Pereiro *et al.*, 1980). Durante las fases de crecimiento, se produce una concentración masiva de juveniles en la plataforma, lo que permite que durante los meses de julio a abril, las cariocas o pescadillas pequeñas, son objeto de una intensa actividad pesquera, descargando ilegalmente un volumen importante de ejemplares (Fernández *et al.*, 1978).

La segunda especie en importancia es la bacaladilla, que vive en fondos fangosos entre los 160-3.000 m de profundidad (Pérez-Gándaras *et al.*, 1980), y presenta un ciclo biológico y de distribución en su primer año de vida muy similar a la merluza (López Veiga *et al.*, 1977). Aunque de menor importancia en términos de rentabilidad económica, la pesquería de arrastre en Galicia depende mucho de esta pesquería. La tercera especie en importancia es la cigala, especie que habita en fondos fangosos en los que construye refugios de donde sale para alimentarse (Alonso-Allende, 1980), y que en la actualidad se encuentra sujeta a TAC por parte de la Unión Europea.

7.4.3.1. Descargas especies demersales

Las especies demersales comercializadas en las lonjas gallegas experimentaron un ascenso que se tradujo en pasar de 39,5 millones de kg. en 1997 a 43 millones al finales de 2007. Los valores máximos se registraron en 1998 y 2001, con 39,3 y 33,5 millones

respectivamente. Sin embargo, cabe destacar el marcado descenso que sufrieron los desembarcos en los años 2000-2001. Luego, registraron una tendencia de crecimiento continuo hasta finales del período estudiado. En la Figura 27 se muestra el peso en volumen de las descargas pertenecientes a la merluza respecto al total desembarcado en Galicia.

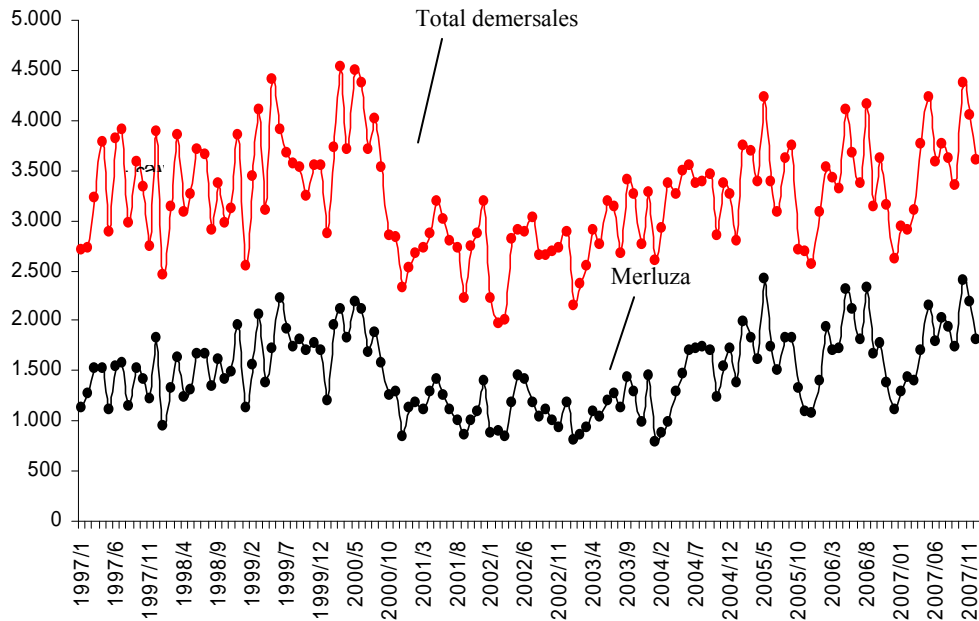


Figura 27 Descargas mensuales de especies demersales en (miles de kg.).

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

La importancia de esta especie se incrementó durante 1997-2007, al pasar de representar el 38% al 51% del conjunto de las descargas de especies demersales. De acuerdo a las estadísticas de *PescadeGalicia*, se estima que, en lo que se refiere a las capturas procedentes exclusivamente de las rías⁵⁶ y sin considerar a los puertos de interés general⁵⁷, la mayor cantidad de merluza se descarga en los puertos de Cedeira, Fisterra, Laxe, Muros, Portonovo y Ribadeo.

⁵⁶ Los otros puertos de referencia en las descargas de merluza, Burela, Celeiro y Ribeira, mantuvieron una media que oscila alrededor de 2,8; 5,8 y 1,2 millones de kg. respectivamente.

⁵⁷ Estos puertos presentaron la siguiente serie media de descargas: A Coruña 4,4 millones de kg., Marín 381,9 kg. y Vigo 1,2 millones de kg.

El volumen de merluza descargado aumentó en más del 57% entre 2001-2007 (de 13,8 a 21,8 millones de kg.), mientras que en lo que concierne a la primera venta, el valor de cotización lo hizo en torno al 30% (de 69,1 a 90,2 millones de euros). En este escenario de incremento de las descargas fundamentalmente debido a productos de importación, los precios medios sufrieron un descenso del 16,9% (4,97 €/kg. a 4,13 €/kg.).

7.4.4. Cefalópodos

Otro grupo de especies comercialmente importantes en Galicia es la que agrupa a los cefalópodos, en particular al pulpo (*Octopus vulgaris*), el calamar (*Logilo vulgaris*) y las sepias (*Sepia officinallis*).

La pesca de pulpo constituye una de las modalidades de pesca artesanal más destacadas de la pesca gallega. Se trata de una especie de litoral que vive estrictamente en el litoral en los fondos arenosos y rocosos y que rara vez se encuentra más allá de los 150 m. de profundidad (Guerra, 1981; Mangold, 1983).

A pesar de que desde un punto de las relaciones tróficas es una especie oportunista y la composición de su dieta varía dependiendo de la abundancia local de las presas (Arnáiz, 2007), se alimenta principalmente de pequeños peces pero también de crustáceos (Boletzky y Hanlon, 1983; Rodríguez Villanueva y Vázquez, 1994), incluso pueden darse casos de canibalismo (Guerra, 1978).

Existe una relación predador-presa entre esta especie y la nécora, siendo vulnerables ante el descenso de la población de una respecto de la otra (López *et al.*, 1998). Posee un ciclo de vida de aproximadamente dos años con un rápido crecimiento que le permite alcanzar el tamaño comercial en un tiempo relativamente corto (Guerra, 1979; Robaina, 1983; Rama-Villar *et al.*, 1997). Si bien las capturas se destinaron inicialmente a la

industria de secado incluso hasta mediados del Siglo XX (Cornide, 1788), actualmente se comercializan en su práctica totalidad en fresco.

La segunda especie importante perteneciente a los cefalópodos en las rías gallegas es el calamar (*Logilo vulgaris*)⁵⁸, especie nerítica y nectobentónica que abunda en las zonas próximas a la costa, con profundidades de 10-100 m aunque puede alcanzar los 500 m (Arnáiz, 2005).

Su abundancia está condicionada por el ciclo biológico que depende de la elevada tasa de renovación poblacional y su comportamiento reproductor, observando una mayor abundancia entre los meses de julio a diciembre. Es un depredador activo, y su dieta está compuesta principalmente por peces (merluza y lirio); en su etapa juvenil se alimentan sobre todo de crustáceos, mientras que cuando va alcanzado su plena madurez se alimenta de peces y calamares (Rocha *et al.*, 1994).

La tercera de las especies pertenecientes al grupo de cefalópodos es la sepia (*Sepia officinalis*), recurso demersal o nectobentónico que habita desde aguas someras hasta los 200 m de profundidad. Se trata de un animal carnívoro netamente depredador, que durante los 2 años que dura su ciclo vital, se alimenta principalmente de crustáceos (camarones y cangrejos) y peces teleósteos (como los gobios) de escaso valor comercial (Arnáiz, 2002; Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, 2002).

La pesquería tradicional de sepia en Galicia tiene lugar en la Ría de Vigo (Anadón, 1954), donde se captura con nasa y trasmallos, aunque la captura comercial también se realiza con el arte de boliche en las rías de Vilagarcía, Pontevedra y Vigo.

⁵⁸ Aunque son varias las especies que se conocen con el nombre común de calamar: el calamarín o puntilla (*Alloteuthis spp*) y el calamar de fuera de las rías (*Logilo forbesii*) (López Veiga *et al.*, 1993).

7.4.4.1. Descargas de cefalópodos

Las descargas de cefalópodos⁵⁹ procedentes de las rías gallegas mantuvieron una evolución constante en los últimos diez años, con un volumen total de desembarcos que osciló en 1997 en torno a 10 millones de kg.

Posteriormente, las capturas desembarcadas han experimentado un aumento progresivo hasta alcanzar en 2007 un volumen de 9,6 millones de kg. No obstante, a pesar de esta relativa estabilidad y con la salvedad de la paralización temporal de la flota provocada por la catástrofe del petrolero *Prestige*, lo cierto es que el volumen de descargas presentó los niveles más bajos en 2001 con 6,3 millones de kg. y los registros más elevados en 1997 y 2007 (Figura 28).

Como era previsible, la tendencia de las descargas de pulpo marca, indudablemente, la evolución de la serie estadística de cefalópodos. En este período, los desembarcos de pulpo proceden, de forma mayoritaria, de los puntos de venta de las Rías Baixas (Bueu, Baiona, Ribeira y Vigo) y de Burela.

El volumen de pulpo capturado de las rías se incrementó en un 22,7% (2,2 a 2,7 millones de kg.) entre 2001-2007, mientras que el aumento del valor de las descargas en euros fue del 56,9% (8,3 a 13,8 millones de euros). Como resultado de la intensa explotación a la que estaba sometida esta población en las rías gallegas, la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos de la Xunta de Galicia aprobó en mayo de 2006 un *Plan de Recuperación*, decretando una veda entre los meses de mayo y julio⁶⁰, lo que puso en evidencia los problemas por los que atravesaba la pesquería en Galicia (García-Negro, 2008).

⁵⁹ En esta categoría se incluyen el choco, chopito, lura, polbo, polbo cabezón, pota común, pota pequena, y puntilla pequena.

⁶⁰ Orden del 11 de mayo de 2006 por la que se establece el Plan de Recuperación del pulpo (*Octopus vulgaris*) y se regulan las bases y la convocatoria para la concesión de compensaciones financieras a los propietarios y tripulantes de buques dedicados a la captura de pulpo afectados por la paralización temporal de su actividad (DOGA N° 92, 15 de mayo de 2006).

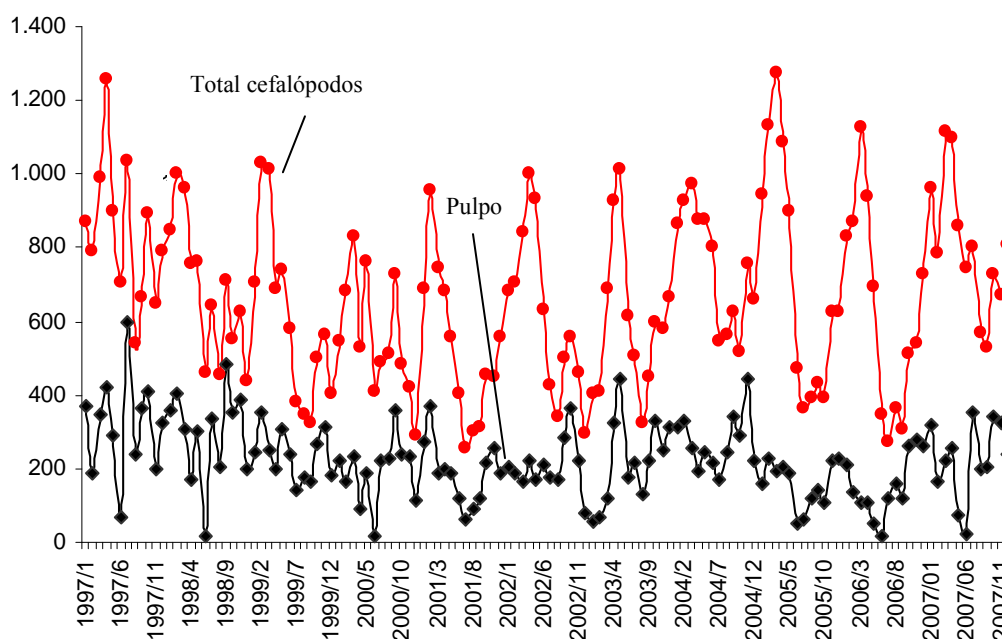


Figura 28 Descargas mensuales de (●) cefalópodos y (◆) pulpo (*Octopus vulgaris*) en Galicia (miles de kg.). Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

La prohibición de capturar pulpo en las rías gallegas se efectuó entre 2006-2007, en cada una de las tres zonas de producción en las que se divide el litoral de Galicia, y afecta tanto a pescadores profesionales como a recreativos: la Costa Noroeste (al sur de Cabo Silleiro y desde Corrubedo a Monte Campelo), la Zona Cantábrica (comprendida entre Monte Campelo y el Río Eo) y las Rías Baixas (desde el norte de Cabo Silleiro hasta Corrubedo).

Un año después de aplicar este plan de protección del stock, los datos de capturas parecen avalar el éxito de la aplicación de esta medida (Arnáiz, 2007), ya que las descargas alcanzaron –excepto en 2004– los valores más altos durante 2001-2007. A diferencia de la merluza en la que se observa un descenso del precio medio de las descargas, en el caso del pulpo se produjo un destacado crecimiento de los precios medio en lonja cercano al 29,9% (3,87 €/kg. a 5,03 €/kg.).

7.5. MATERIAL Y MÉTODOS

7.5.1. Rutina metodológica para la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia

En la literatura existe una metodología estándar elaborada por Pitcher y Chuenpagdee (1994), Watson y Pauly (2004), Zeller *et al.* (2003), Zeller *et al.* (2006) para obtener información real de las capturas totales con el objeto de elaborar reconstrucciones de estadísticas de capturas (capturas más descartes).

Existe abundante bibliografía sobre casos empíricos que han empleado esta metodología (Zeller *et al.*, 2003, Bhathal, 2005; Zeller *et al.*, 2006, Zeller y Pauly, 2007, Booth *et al.*, 2008). Nuestro análisis siguió esta rutina para la reestimación de las capturas de la pesca de bajura y litoral procedentes de la plataforma continental de Galicia, efectuando los pasos que se detallan a continuación:

1. Identificación de las fuentes estadísticas oficiales y no oficiales, así como de los informes y publicaciones de los organismos con competencia en esta materia;
2. Identificación de los sectores, series temporales existentes, artes de pesca, especies comerciales, áreas o zonas de faena, cubiertos o no por las fuentes primarias y secundarias del punto anterior;
3. Identificación del hábitat de las especies comerciales (pelágicas, demersales, crustáceos, moluscos y algas) capturadas por la flota de bajura y litoral;
4. Búsqueda exhaustiva de información alternativa y complementaria a la anterior y en la literatura científica;

5. Consulta con expertos locales, con el objeto de suplir los vacíos de datos de los puntos 1-4;
6. Desarrollo de una base de datos con la información estadística original junto con los resultados obtenidos de la reconstrucción de las capturas;
7. Interpolación y extrapolación de valores ante la ausencia de datos para años, zonas o especies concretas;
8. Estimación de las series temporales de capturas a partir de las fuentes oficiales, informes y toda literatura científica relevante, incorporando las interpolaciones y extrapolaciones necesarias.
9. Incorporación de información relacionada con los descartes en cada una de las áreas examinadas;
10. Estimación final de las series temporales de capturas de la pesca de bajura y litoral procedentes de la plataforma continental de Galicia;
11. Búsqueda de información relativa a estimaciones de productividad primaria en las rías;
12. A partir la base de datos de las estadísticas de capturas, procedimos a la elaboración de una base de datos que contiene las estimaciones de la productividad primaria requerida para las capturas del punto 9.

Así, la Tabla 37 muestra las diferentes fuentes utilizadas relacionadas con la metodología,

Tabla 37 Fuentes de datos y literatura científica empleada para la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia

Dato(s)	Año(s)	Oficial	No oficial	Fuente(s)
Fundamentos teóricos, rutina y metodología para la reconstrucción estadística de capturas	1950-2000	✓		Pitcher y Chuenpagdee (1994); Watson y Pauly (2001), Watson y Pauly (2004), Watson <i>et al.</i> (2004); Zeller <i>et al.</i> (2003), Bhathal (2005); López Losa (2005); Zeller <i>et al.</i> (2006), Zeller y Pauly (2007), Booth <i>et al.</i> , (2008)
Descargas por especies	1998-2007	✓	✓	PescadeGalicia
Datos de capturas por especies	1998-2007		✓	Puertos de A Coruña, Burela, Celeiro, Riberia y Vigo
Pesca artesanal	-	✓		CIS (1991); CES (2001); Freire y García-Allut (2000); Guerra (2002); Molares (2002); Varela <i>et al.</i> (2002); Chuenpagdee <i>et al.</i> (2006); Alba (2006); Villasante <i>et al.</i> (2007)
Descripción de peces		✓		Rodríguez Solórzano <i>et al.</i> (1983), CIS (1991); Rodríguez Villanueva <i>et al.</i> (1994, 1994a);
Descripción pesquerías demersales	-	✓		López Veiga <i>et al.</i> (1993); Fariña <i>et al.</i> (1997)
Pesquería de almeja babosa	-	✓		Otero <i>et al.</i> (2006), Cerviño <i>et al.</i> (2006)
Pesquería de erizo de mar	-	✓		Fernández Pulpeiro <i>et al.</i> (2006)
Pesquería de percebe	-	✓		López Veiga <i>et al.</i> (1993); Freire <i>et al.</i> (2003), Molares y Freire (2003)
Pesquería de pulpo	1994-2001	✓		Guerra (1978, 1979); López Veiga <i>et al.</i> (1993); Arnáiz <i>et al.</i> (2007); Pereira y García del Hoyo (2007), Otero <i>et al.</i> (2005, 2009)
Pesquerías de centolla y lenguado	-	✓		Pereira y García del Hoyo (2007)
Pesquería de navaja	-	✓		Darriba y Miranda (2006)
Pesquería de sardina	-	✓		López Veiga <i>et al.</i> (1993), Bode <i>et al.</i> (2009)
Pesquería de sepia	1994-2001	✓		López Veiga <i>et al.</i> (1993); Arnáiz <i>et al.</i> (2005)
Pesquería de vieira	-	✓		Sánchez Mata <i>et al.</i> (2007)
Algas	-	✓		Valeriano Moldes (2007)
Clorofila (Chl- <i>a</i>), fitoplancton y zooplancton	1990-2007		✓	Álvarez Salgado <i>et al.</i> (2002); Bode <i>et al.</i> (2009), Varela <i>et al.</i> (2006), Varela <i>et al.</i> (2009)
Descartes cigala, gallo, lenguado, merluza y rape	1972-2006	✓		ICES (varios años)
Descartes merluza stock norte	1988-2002	✓		Pérez <i>et al.</i> (2005)
Descartes merluza stock sur	1994,1997,1999, 2000,2003-2007	✓		Santos <i>et al.</i> (2008)
Mejillón-producción por bateas	1999-2006	✓	✓	Álvarez-Salgado <i>et al.</i> (2009); Bermejo <i>et al.</i> (2006); Figueiras <i>et al.</i> (2002); Labarta (2006); OPMEGA (2001,2002,2003,2004,2005, 2006), Rodríguez Rodríguez (2003, 2008)

Fuente: Elaboración propia.

7.5.2. Delimitación geográfica objeto de estudio

La reconstrucción estadística de capturas para el posterior análisis a través de indicadores de sostenibilidad requiere, siempre que las series estadísticas axial lo permitan, que se apliquen a un nivel espacial lo más detallado posible, de tal manera de estudiar entidades administrativas más reducidas (Bhathal, 2005). Esto es así, en la medida en que un examen de un ecosistema en su conjunto puede no reflejar con la certeza y exactitud deseada, lo que está ocurriendo a niveles geográficos más reducidos.

Un caladero o ecosistema puede estar incrementando las capturas mientras que otros podrían presentar un descenso de las mismas. A efectos metodológicos, realizamos una división geográfica del litoral gallego siguiendo la clasificación en función de las zonas ecogeográficas que efectúa la Consellería de Pesca y Asuntos Marítimos de la Xunta de Galicia: (i) Zona I-Ría de Vigo (que incluye las lonjas de A Garda, Arcade, Baiona, Cangas, Moaña, Redondela, Vigo y Vilaboa), (ii) Zona II-Ría de Pontevedra (Aldán, Bueu, Campelo, Marín, Pontevedra y Portonovo), (iii) Zona III-Ría de Arousa (Aguiño, Cabo de Cruz, Cambados, Carril, Coop. Ría de Arousa, Illa de Arousa, O Grove, Pobra do Caramiñal, Rianxo, Ribeira, Vilanova y Vilaxoán), (iv) Zona IV-Ría de Muros (Muros, Noia, Porto do Son y Portosín), (v) Zona V-Fisterra (Carnota, Corcubión y Fisterra), (vi) Zona VI-Costa da Morte (Baldaio, Caión, Camariñas, Corme, Laxe, Malpica, Muxía y Río Anllóns), (vii) Zona VII-A Coruña-Ferrol (A Coruña, Barallobre, Ferrol, Miño, Mugar dos, Pontedeume y Sada), (viii) Zona VIII-Cedeira (Cariño, Cedeira y Espasante), y (ix) Zona IX-Mariña (Burela, Celeiro, O Barqueiro, O Vicedo, Ribadeo, San Cibrao y Viveiro).

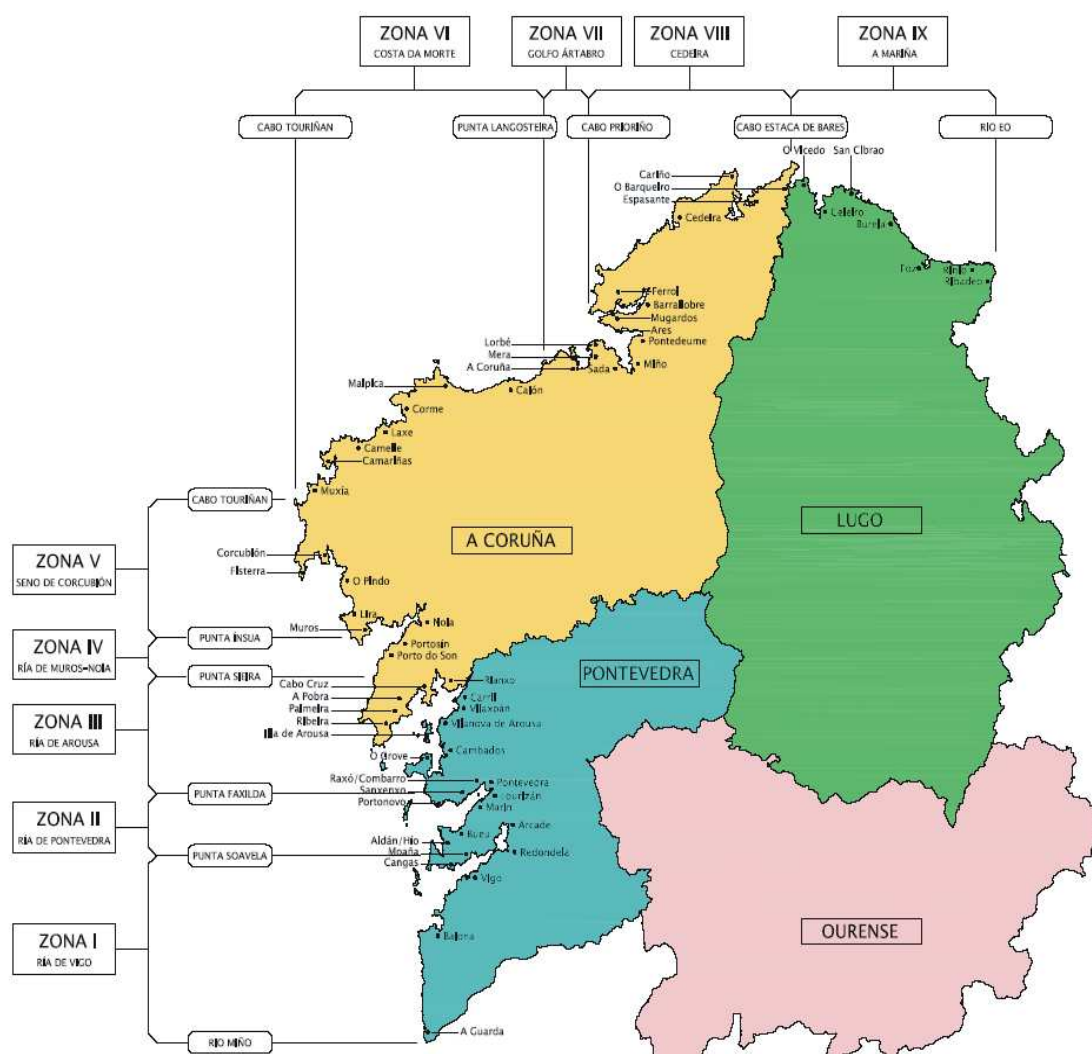


Figura 29 Zonas ecogeográficas del litoral de Galicia.

7.5.3. Definiciones conceptuales: la pesca de bajura y litoral

Con el objetivo de clarificar e identificar los segmentos de flota que operan dentro de la plataforma continental y que únicamente capturas especies dentro de la plataforma, debemos definir algunos términos que aquí se utilizan. En primer lugar, las capturas hacen referencia al “pez –u otro organismo acuático- de un determinado stock que perece durante el tiempo de operaciones de las artes de pesca” (Pauly et al., 2001). Esto implica que los recursos pesqueros no descargados, esto es, descartados en el mar,

o muertos por la pérdida de artes (pesca fantasma), deberían ser contabilizados como parte de las capturas de una pesquería.

Todo ello considerando que las estadísticas pesqueras poseen una naturaleza esencial para la gestión de pesquerías, en la medida que proveen de la información más relevante acerca de un ecosistema a lo largo del tiempo (Pauly y Zeller, 2003). Además, la mejora del conocimiento local del estado de los recursos así como de las bases de datos son, naturalmente, precondiciones para la adopción de mejores políticas pesqueras (Watson *et al.*, 2004).

En segundo lugar, y con relación a los aspectos conceptuales y metodológicos de este trabajo, asumimos que existen múltiples posibilidades de definir la “*pesca artesanal*” (Chuenpagdee *et al.*, 2006). A menudo, se la define de forma peyorativa como una actividad de subsistencia, de carácter tradicional y que utiliza artes de pesca pasivos (Chuenpagdee *et al.*, 2006). No obstante, se trata de una actividad esencial para el mantenimiento del empleo y renta de las comunidades de pescadores (Chuenpagdee *et al.*, 2006), determinando en buena la configuración poblacional de sus habitantes por el acceso y la experiencia en el manejo y explotación de recursos marinos, así como por el rol que desempeña en el abastecimiento de productos de elevada calidad para consumo humano (García-Negro, com. pers.).

A los efectos de realizar la reconstrucción estadística de capturas para posteriormente aplicar indicadores de sostenibilidad, definimos aquí a la pesca artesanal (incluida la pesca de bajura y litoral) “*como el conjunto de embarcaciones que capturan especies cuyo ciclo vital de madurez se desarrolla dentro de la plataforma continental gallega y no más allá de los 200 m de profundidad*”. Dentro de esta definición de pesca artesanal, incluimos aquellas embarcaciones que operan dentro de la plataforma continental y que cumplan, de manera simultánea, con los criterios siguientes:

(i) el valor máximo de la profundidad media de las especies capturadas -que se consideró como el hábitat de la especie desde su fase juvenil hasta su madurez, excluyendo la fase larvaria- no debe ser superior a 100 m (pesca de bajura) o 200 m (pesca de litoral), y

(ii) que empleen, al menos, una de las artes de pesca que habitualmente utilizan estas embarcaciones (artes menores, arrastre, cerco, enmalle, marisqueo y palangre).

Lógicamente, es posible que algunas especies sean capturadas dentro de la plataforma y cuyo hábitat se circunscriba fuera de la misma, o viceversa. En estos casos, decidimos incluir en la reconstrucción de capturas todas las especies que, según CIS (1991), *Fishbase*, Rodríguez Villanueva (1994, 1994a) e información suministrada por los pescadores y patrones mayores de las cofradías, en algún momento de su ciclo de madurez habita en la plataforma continental y es capturada por la flota de bajura y litoral.

7.5.3.1. Supuestos metodológicos

Con la finalidad de asegurar una homogeneidad en el tratamiento de los datos y de las zonas, es necesario efectuar una serie de consideraciones y suposiciones previas, relativas a las características de la plataforma continental y al movimiento de las embarcaciones a lo largo de todo el litoral gallego, imprescindibles para imputar las capturas de especies recogidas en *PescadeGalicia* a la pesca de bajura y litoral y para el posterior cálculo de indicadores de sostenibilidad del Capítulo 8:

- A pesar de la gran riqueza y productividad primaria la plataforma continental de Galicia es relativamente estrecha;
- La longitud, anchura, y profundidad de la plataforma continental no es uniforme en todo el litoral;

- Se desconoce el volumen potencial de capturas de la pesca de bajura y litoral, aunque tradicionalmente se ha explotado un número considerable (~200) de especies de peces, crustáceos y moluscos;
- Existe una predominancia casi absoluta de embarcaciones artesanales menores de 12 m de eslora que operan en el litoral;
- Las embarcaciones operan en zonas próximas a sus puertos, dentro de las áreas administrativa de las 9 zonas ecogeográficas delimitadas por la Xunta de Galicia;
- La movilidad de la flota de bajura de una zona a otra es relativamente reducida, por lo que descargan sus capturas en sus puertos de base o en puertos próximos dentro de la zona a la que pertenece su puerto de base;
- El esfuerzo pesquero no es igual en cada una de las zonas, dependiendo del tipo de arte empleado, la especie explotada y el volumen de capturas establecido;
- Las especies explotadas pertenecen a hábitat distintos aun dentro de una misma zona administrativa;
- El volumen de la productividad primaria neta ($\text{gC}/\text{m}^2/\text{año}^{-1}$) difiere en cada zona, aunque parece existir una cierta similitud entre las zonas localizadas en las Rías Baixas;
- Los efectos de la pesca ocasionan distintas consecuencias en el medio marino, dependiendo del arte, las especies explotadas y la habilidad del pescador.

Tomados todos estos factores de manera conjunta, elaboramos en primer lugar la reconstrucción estadística de las especies explotadas por la pesca de bajura y litoral, para luego monitorear la abundancia de la biodiversidad marina vía indicadores de sostenibilidad.

7.5.4. Etapas en la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral procedentes de la plataforma continental

7.5.4.1. Estadísticas pesqueras

Desarrollo inicial: los Anuarios de Pesca Marítima

Inicialmente, las estadísticas pesqueras de la Comunidad Autónoma de Galicia se recogieron en los Anuarios de Pesca Marítima que anualmente publicó el antiguo Ministerio de Agricultura y Pesca desde 1950 hasta 1986. Esta información contenía datos detallados del número de buques, capacidad y descargas por puertos discriminando por categoría de especies, siendo una fuente de información muy valiosa para el conocimiento de la realidad de la pesca en Galicia y en España.

Sin embargo, a partir de la entrada de España en la Comunidad Económica Europea, el Ministerio dejó de publicar estos detallados anuarios y sólo ofreció información relativa a descargas totales por comunidades autónomas, puertos y especies, lo que redujo ostensiblemente la publicidad y transparencia de las estadísticas de pesca en España.

El Servicio de Información Pesquera (SIP) y la Plataforma PescadeGalicia

PescadeGalicia recoge diariamente las transacciones de las 183 especies comercializadas en las 63 lonjas o centros autorizados de primera venta de productos pesqueros frescos sobre los que la Xunta de Galicia posee competencias. El origen de esta información está en la agregación de las diferentes notas de venta por especie, lonja y datos, obtenidas de los titulares de los establecimientos de venta de peces y mariscos frescos.

A partir de estos datos se elaboran estadísticas que recogen los kilos descargados, el importe de las ventas y los precios medio, máximo y mínimo para un período que

abarca los últimos años y que inicialmente comenzó en 1998. Para cada serie disponible, se ofrecen datos de descargas pudiendo diferenciar en función de las lonjas o especies comercializadas con periodicidad semanal, mensual e incluso diaria (García-Negro *et al.*, 2008, 2009).

Existe también la posibilidad de acceder a una serie histórica con inicio en 1997, que recoge las descargas totales en kilos, para las mismas lonjas y especies. En este caso no se ofrece el importe de las ventas ni los precios registrados. Adicionalmente, *PescadeGalicia* ofrece información relativa a los puertos de interés general⁶¹. En este caso, los datos de descargas aportan las transacciones realizadas en el recinto portuario, incluyendo las primeras y segundas ventas, el tránsito terrestre y la expedición de productos pesqueros frescos con destino a otros puertos (García-Negro *et al.*, 2008).

Cabe destacar que esta información es suministrada por la autoridad portuaria correspondiente a la Plataforma *PescadeGalicia*, sin que necesariamente exista homogeneidad en cuanto a cuestiones como la metodología empleada o denominaciones con el resto de lonjas gallegas. De hecho, en algunos casos, aparecen descargas de productos semielaborados y posibles duplicaciones al contabilizar los productos que salen con destino a la primera venta en otras lonjas.

Debemos señalar, asimismo, que el nivel de desarrollo de las estadísticas de *PescadeGalicia* es elevado, comparable al de cualquier otro sistema estadístico existente sobre descargas de pescado en países desarrollados. Además, cumple perfectamente su finalidad que no es otra que suministrar información detallada relativa a la actividad efectuada en las lonjas de Galicia. Sin embargo, lo cierto es que su utilidad está sujeta a ciertas reservas a la hora de emplear esta fuente para realizar una

⁶¹ En Galicia existen cinco puertos, A Coruña, Ferrol, Vilagarcía de Arousa, Marín y Vigo, dependientes administrativamente de la Administración del Estado y no de la Xunta de Galicia.

evaluación más pormenorizada. Sería deseable una serie temporal más extensa que nos permitiera observar durante un período de tiempo mayor la evolución de las especies comercializadas, evitando que determinados factores coyunturales relativos tanto a la propia dinámica poblacional de las especies como a factores socioeconómicos que afecten a actividad pesquera.

Este problema podría ser en parte corregido, ya que con anterioridad a la aparición de la Plataforma *PescadeGalicia*, la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos elaboraba estadísticas de descargas mediante el *Servizo de Información Pesqueira (SIP)* Galicia, que podrían ser prolongadas para elaborar la serie actual de *PescadeGalicia*.

El SIP suministraba en una serie temporal que abarcaba el período 1994-2001 información similar a la ofrecida por la plataforma actual, incluyendo datos de descargas en primera venta en kilos y valor, así como los precios máximos, mínimos y medios asociados a esas descargas, con la peculiaridad de que sólo se ofrecían en acceso libre datos para las 50 especies consideradas principales en términos de volumen descargado en lonja.

La información relativa al total de especies descargadas era, entonces, de acceso restringido, si bien nuestro Grupo de Investigación obtuvo autorización de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos para poder acceder a los datos desde 1999 hasta 2003. Mediante el SIP se tuvo acceso a dos series temporales de descargas: una primera, relativa a las 50 especies principales, que cubrían el período 1994-2001, y una segunda, en la que se incluyen todas las especies para el período 1999-2003.

Teniendo en cuenta que *PescadeGalicia* aportaba información con un formato similar desde 1998 en adelante, existiría una serie temporal que recogería las mismas

variables desde 1994, cuando menos para las 50 especies principales⁶². No obstante, para poder concatenar estas series debe existir homogeneidad entre ambas, ya que diferencias en la metodología y procesos de elaboración de datos podrían limitar la utilidad de una serie más extensa.

Puesto que existe el período 1998-2001 para el que existe información de ambas series, esta homogeneidad puede ser contrastada comparando los datos de descargas ofrecidos por cada fuente en un mismo período. Este ejercicio de reflexión fue realizado por Zotes Tarrío *et al.* (2005) quienes, como veremos, detectan importantes diferencias entre ambas fuentes que impiden su utilización de un modo conjunto. Tal y como señalan Zotes Tarrío *et al.* (2005), una primera discrepancia se relaciona con la identificación de las especies descargadas, ya que en *PescadeGalicia* el listado de especies existente está elaborado con mayor rigor que en el SIP, eligiendo un nombre común para cada para cada especie, identificable también mediante su nombre científico.

De ahí que esta fuente unifique alguna de las denominaciones empleadas en SIP Galicia, se produjeron en *PescadeGalicia* uniones de nombres que aparecían separadas en los datos de SIP. Esto sucede en el caso de las denominaciones SIP “pescada” y “pescadilla”, “congro” y “congrillo”, “maragota” y “pinto” y “xouba” y “sardina” que en la plataforma *PescadeGalicia* se unifican en las denominaciones respectivas “pescada”, “congro”, “maragota” y “sardina”. En otros casos, simplemente cambia la denominación utilizada, se denomina la especie *Illex illecebrosus* “voador” en SIP Galicia y “pota común” en *PescadeGalicia*; esto mismo sucede con *Illex coindetii*, cuya denominación pasa de “pota” a “pota voadora”. Asimismo, incluso considerando estas

⁶² Según Zotes Tarrío *et al.* (2005), las descargas en kilos de estas especies significan, en promedio, entre 1998-2004, el 82,85% de total del total de desembarcos.

modificaciones en la identificación de las especies, Zotes Tarrío *et al.* (2005) detectan importantes diferencias del volumen total de descargas anuales realizadas en Galicia entre ambas fuentes. Tal y como muestra la siguiente Tabla, entre 1998-2001 existen diferencias anuales que oscilan entre un máximo de 30.924,73 de kilos en 1998 (más del 25,64% de las descargas) y un mínimo de 20.063,23 kilos en 2000, (el 19,60%), si bien el año 2001 es el único donde se aprecia un mayor número de especies que experimentan algún tipo de discrepancia.

Tabla 38 Diferencia en las descargas anuales de los 50 productos de la pesca, toneladas y porcentaje en SIPGalicia y PescadeGalicia, 1998-2001.

Base de datos	1998	1999	2000	2001
PescadeGalicia	151.529,60	132.303,96	122.446,14	115.485,70
Sipgalicia	120.604,87	109.949,72	102.382,91	88.627,38
Diferencia	30.924,73	22.354,24	20.063,23	26.858,31
% Dif. ^s/Sipgalicia	25,64%	20,33%	19,60%	30,30%

Fuente: Zotes Tarrío *et al.* (2005).

Esto es, se observa que, para las 50 especies principales, SIP Galicia recoge descargas sensiblemente inferiores en la mayoría de los casos de las que *PescadeGalicia* refleja para los mismos años. Es más, si consideramos las dos versiones de SIP (acceso público y restringido) existen también diferencias entre ellas para los años en que ambas series están disponibles (1999, 2000 y 2001).

Tal y como se nos indicó desde la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, la información pública relativa a las 50 especies principales se obtiene a partir de la información del SIP que la Consellería mantenía en acceso restringido. Allí, el problema de identificación de especies se acentuaba notablemente, ya que una misma especie podría tener distintas denominaciones en función de cómo se denominase en una u otra zona e, incluso para una misma denominación podrían existir distintos registros en función, por ejemplo, del arte con que la que fue capturada (p.e., jurel, jurel (arrastre), y jurel (cerco)). Igualmente, existían anotaciones de descargas, algunas de una

importancia cuantitativa notable, que eran registradas bajo el nombre genérico de “desconocidos”.

Tabla 39 Diferencia por especie y año en los datos de SIP Galicia y Pesca de Galicia (kg.)

Nombre	1998	1999	2000	2001	1998-2001	Σ Diferencias totales
Jurel	29.796.136	21.275.310	18.717.314	19.770.387	89.559.147	89,4%
Caballa	1.094.837	1.047.322	913.124	342.820	3.398.103	3,4%
Bacaladilla	0	1	0	2.851.335	2.851.336	2,8%
Merluza	0	0	0	1.470.502	1.470.502	1,5%
Sardina	0	0	0	895.063	895.063	0,9%
Almeja babosa	1.572	9.450	94.987	454.247	560.256	0,6%
Almeja fina	0	0	130.707	309.217	439.924	0,4%
Berberecho	125	8	153.552	189.067	342.752	0,3%
Abadejo	27.552	19.031	51.525	59.818	157.926	0,2%
Pulpo	0	1	0	90.966	90.967	0,1%
Faneca	0	0	0	62.639	62.639	0,1%
Congrio	2	307	102	53.199	53.610	0,1%
Rape	0	0	0	48.254	48.254	0,0%
Gallo	0	0	0	47.471	47.471	0,0%
Percebe	0	0	0	42.987	42.987	0,0%
Almeja rubia	0	0	687	33.289	33.976	0,0%
Raya	0	0	0	29.821	29.821	0,0%
Centolla	0	0	0	17.046	17.046	0,0%
Escacho	0	0	4	15.980	15.984	0,0%
Besugo	4.499	2.800	480	3.012	10.791	0,0%
Resto especies	5	5	752	71.197	71.959	0,1%
Total	30.924.732	22.354.241	20.063.237	26.858.316	100.200.526	100%

Fuente: Elaboración propia a partir de Zotes Tarrío *et al.* (2005).

De ahí que en el proceso de unificación de especies realizado dentro del SIP para ofrecerlas en acceso público, surgen errores u omisiones que explicarían, en parte, las diferencias existentes entre el SIP en formato abierto y *PescadeGalicia*. Además de los problemas relativos a la longitud de la serie, es también relevante destacar que en *PescadeGalicia* se ofrecen datos de primera venta de pescado fresco independientemente de su origen.

En la medida en que en nuestro estudio de reconstrucción estadística empleamos las ventas de pescado (asimilables a capturas) como supuestamente capturadas únicamente de la plataforma continental gallega, demostrar la verosimilitud de esta hipótesis significa contabilizar sólo las capturas que proceden de esta zona. Sin embargo, desde que en las lonjas se descargan pescados procedentes de cualquier parte del mundo, *PescadeGalicia* incluye datos de venta de especies que pudieron ser capturadas fuera del litoral, incluyendo especies que no existen en nuestra costa. Esto supone un problema adicional a la hora de emplear esta serie temporal, por lo menos

cuando se pretende incluir la totalidad de las lonjas. Dado que las importaciones de pescado no están presentes en igual medida en todas las lonjas, a selección de aquellas donde no existen o revisten poca importancia en relación al volumen total de descargas podría salvar este problema. Incluso en el caso de que la relevancia de las especies importadas fuera significativa, una alternativa viable sería restringir el análisis a aquellas especies que, con certeza, son capturadas en el litoral gallego.

Finalmente, debemos señalar un tercer problema del uso de los datos de *PescadeGalicia*. La consulta a distintos agentes que desarrollan sus actividades en las lonjas nos permitió observar que existe un consenso a la hora de afirmar que a medida que la plataforma se fue consolidando, aumenta, paralelamente, el rigor en la recogida de los datos. Esta aparente ventaja puede tener también efectos negativos a la hora de analizar la serie temporal en su conjunto, ya que puede propiciar que se recoja un aumento irreal de las ventas, derivado de una mayor precisión en el sistema de recogida respecto a los primeros años de funcionamiento (García-Negro *et al.*, 2008).

7.5.5. Exclusión de especies capturadas fuera de la plataforma continental

Dado que un número importante de especies que se descargan en los puertos gallegos procedentes de caladeros de todo el mundo, no todas ellas han sido incluidas en este análisis. En la medida en que se capturan fuera de los límites de la plataforma continental, excluimos algunas especies en los casos en que no cumplan uno de los criterios señalados en el apartado 2.

Por tanto, han sido excluidas del cómputo del cálculo de los indicadores algunas especies pertenecientes a la familia *Scombridae*; otras especies que se capturan en otros caladeros como bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), besugo americano (*Beryx*

splendens), escolar (*Ruvettus pretiosus*), falsa limanda (*Microstomus kitt*), granadero (*Coryphaenoides rupestris*), fletán (*Hippoglossus hippoglossus*), galludo (*Squalus blainville*), jurel de altura (*Caranx lugubris*), jurel francés (*Trachurus picturatus*), jurel mediterráneo (*Trachurus mediterraneus*), mendo (*Gnathophis mystax*), merluza de Senegal (*Merluccius senegalensis*), palometa roja (*Beryx decadactylus*), pargo zapata (*Pagrus auriga*), pez vela del Indo-Pacífico (*Istiophorus platypterus*), pez espada (*Xiphias gladius*), quelvacho negro (*Centrophorus squamosus*), quimera del Cabo (*Callorhinchus carpensis*), rosada del Cabo (*Genypterus capensis*), salmón del Atlántico (*Salmo salar*), solla de altura (*Pleuronectes platessa*), así como capturas descargadas que pertenecen a especies de aguas profundas como bocanegra (*Epigonus telescopus*), brosmio (*Brosme brosme*), escolar negro (*Lepidocybium flavobrunneum*) y negrito (*Etmopterus spinax*).

7.5.6. Niveles tróficos de las especies descargadas

Dado que nuestro análisis se centra en la aplicación de indicadores de sostenibilidad a la pesca artesanal, resulta preciso contar, en primera medida, con estadísticas de capturas procedentes de los estratos de flota que operan en el litoral gallego. Dado que *PescadeGalicia* no permite efectuar este tipo de distinción de manera directa, realizamos una reconstrucción estadística de las descargas de la pesca artesanal a partir de los datos del volumen (en kg) de las descargas que se recogen en *PescadeGalicia* en el período 1998-2007.

Esta información fue combinada con los valores medios del nivel trófico de cada una de las 160 especies consideradas, a partir de los datos del *Algaebase*, *Catalogue of Life*, el *Census of Marine of Life*, *Cephbase* y *Fishbase*, que proveen información estimada de los niveles tróficos, en el últimos caso, para más de 25.000 especies a partir de la composición de la dieta de cada una de ellas (Froese y Pauly, 2008). Cabe destacar

que en este trabajo sólo se incluye la pesca artesanal comercial, excluyendo, por tanto, las especies no comerciales y la pesca recreativa.

En resumen, una vez desarrollada esta rutina, obtuvimos el número y el tipo de especies que captura la flota de bajura y litoral (Tabla 40), con la información de su nombre científico (o Familia) y el nivel trófico (TL).

Tabla 40 Denominación, profundidad media y nivel trófico (TL) de las especies incluidas en la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral, en el cómputo de los indicadores de sostenibilidad y la capacidad de carga

Especies que habitan entre 0-50 m. de profundidad					
Nombre común (en gallego)	Nombre científico	TL ¹	Nombre común (en gallego)	Nombre científico	TL ¹
Acedía	<i>Pegusa lascaris</i>	3,19	Longueirón	<i>Ensis siliqua</i>	2,00
Alcrique	<i>Scomberesox saurus</i>	3,64	Longueirón vello	<i>Solen marginatus</i>	2,00
Ameixa babosa	<i>Venerupis pullastra</i>	2,10	Lumbringante	<i>Homarus gammarus</i>	2,60
Ameixa bicuda	<i>Venerupis aurea</i>	2,10	Lura	<i>Loligo vulgaris</i>	3,20
Ameixa fina	<i>Ruditapes decussatus</i>	2,00	Maragota	<i>Labrus bergilta</i>	3,07
Ameixa rubia	<i>Venerupis rhomboides</i>	2,10	Morea	<i>Muraena helena</i>	4,18
Ameixa xaponesa	<i>Ruditapes philippinarum</i>	2,00	Miñoca de area	<i>Arenicola marina</i>	2,00
Argazo	<i>Laminariaceae</i> [†]	2,00	Miñoca de tubo	<i>Diopatra neapolitana</i>	2,00
Argazo bravo	<i>Saccorhiza polyschides</i>	2,00	Morrunchó	<i>Ostrea plicata</i>	2,00
Arola	<i>Lutraria lutraria</i>	2,00	Muxo	<i>Mugilidae</i> [†]	3,01
Barbada de area	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	3,50	Navalla	<i>Ensis arcuatus</i>	2,40
Barbo común	<i>Barbus barbus</i>	3,10 ²	Nécora	<i>Necora puber</i>	2,60
Berberecho	<i>Cerastoderma edule</i>	2,10	Ortiguilla de mar	<i>Anemonia sulcata</i>	2,00
Boi	<i>Cancer pagurus</i>	2,60	Ostra plana/rizada	<i>Ostrea edulis</i> [§]	2,00
Bolos	<i>Ammodytidae</i> [†]	4,15	Ourizo	<i>Paracentrotus lividus</i>	2,00
Cadelucha	<i>Donax trunculus</i>	3,20	Palometón	<i>Lichia amia</i>	4,50
Camarón común	<i>Palaemon serratus</i>	2,70	Patulate	<i>Liocarcinus depurator</i>	2,60
Camar de poza	<i>Palaemon elegans</i>	2,60	Peneira	<i>Haliotis tuberculata</i> [†]	2,00
Cangrexo común	<i>Carcinus maenas</i>	2,60	Percebe	<i>Pollicipes pollicipes</i>	2,50
Cangrexo real	<i>Chaceon affinis</i>	2,60	Piarda	<i>Atherinidae</i> [†]	3,24 ²
Carabineiro	<i>Plesiopenaeus edwardsianus</i>	2,30	Polbo	<i>Octopus vulgaris</i>	4,10
Caramuxo	<i>Littorina littorea</i>	2,00	Polbo cabezón	<i>Eledone cirrhosa</i>	4,10
Carrapicho	<i>Chondrus crispus</i>	2,00	Prago	<i>Pagrus pagrus</i>	3,65
Carneiro	<i>Venus verrucosa</i>	2,00	Prago semola	<i>Pagrus caeruleostictus</i>	3,81
Cazón	<i>Galeorhinus galeus</i>	4,30	Puntilla pequena	<i>Alloteuthis media</i>	2,00
Cazón liso	<i>Mustelus mustelus</i>	2,30	Rabioso	<i>Glycimeris glycimeris</i>	2,00

Tabla 40 (cont).

Centola	<i>Maja squinado</i>	2,30	Rei	<i>Labrus bimaculatus</i>	3,91
Chaparella	<i>Diplodus vulgaris</i>	3,24	Reló	<i>Dosinia exoleta</i>	2,00
Choco	<i>Sepia officinalis</i>	3,60	Reloxo prateado	<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	2,00
Chopiño	<i>Sepiola rondeleti</i>	3,20	Reo	<i>Salmo trutta trutta</i>	3,16
Choquiño picudo	<i>Sepia orbignyana</i>	3,60 ²	Ripia	<i>Dicologlossa cuneata</i>	3,32 ²
Cigala	<i>Nephrops norvegicus</i>	2,60	Robaliza	<i>Dicentrarchus labrax</i>	3,79
Cornicha	<i>Spisula solida</i>	2,00	Robaliza de pintas	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	3,94 ²
Corvina real	<i>Argyrosomus regius</i>	3,70	Saboga	<i>Sarpa salpa</i>	2,10
Corno	<i>Charonia rubicundoa</i>	2,00	Salema	<i>Alosa fallax</i>	3,59 ²
Correa	<i>Himantalia elongata</i>	2,00	Sargo común	<i>Diplodus sargus</i>	3,24
Curuxo	<i>Scophthalmus rhombus</i>	3,79	Serrán cabra	<i>Serranus cabrilla</i>	3,35
Dourada	<i>Sparus aurata</i>	3,26	Solla	<i>Platichthys flesus</i>	3,26
Escarpón	<i>Callionymus lyra</i>	3,27	Sollo rei	<i>Acipenser icudo</i>	3,53
Fideo de mar	<i>Codium tomentosum</i>	2,00	Tapa	<i>Zeugopterus punctatus</i>	3,99
Gamba branca	<i>Littorina littorea</i>	2,70	Trancho	<i>Sprattus sprattus</i>	3,00
Golfo	<i>Undaria pinnatifida</i>	2,00	Touca	<i>Penaeus kerathurus</i> ^c	2,00
Lagosta	<i>Palinurus elephas</i>	2,60	Vello	<i>Symphodus cinereus</i>	3,27
Lamprea de mar	<i>Petromyzon marinus</i>	4,37 ²	Vieira	<i>Pecten maximus</i>	2,00
Lapas	<i>Patella spp</i> [†]	2,00	Volandeira	<i>Aequipecten opercularis</i>	2,00
Leitura de mar	<i>Chlorophyceae</i>	2,00	Zamborca	<i>Alosa alosa</i>	3,62
Linguado	<i>Solea solea</i>	3,13	Zamburiña	<i>Chlamys varia</i>	2,10
Especies que habitan entre 0-100 m. de profundidad			Especies que habitan entre 0-200 m. de profundidad		
Abadexo	<i>Pollachius pollachius</i>	4,15	Anguía	<i>Anguilla anguilla</i>	3,53
Agulla	<i>Belone belone</i>	4,21	Atún patudo	<i>Thunnus obesus</i>	4,49
Bertorella de rocha	<i>Phycis phycis</i>	4,11	Atún vermello	<i>Thunnus albacares</i>	4,34
Breca	<i>Pagellus erythrinus</i>	3,40	Bacallao	<i>Gadus morhua</i>	4,01
Conguito	<i>Liocarcinus corrugatus</i>	3,20	Bacoreta	<i>Euthynnus alletteratus</i>	4,44
Congro	<i>Conger conger</i>	4,29	Bertorella de lama	<i>Phycis blennoides</i>	3,73
Doncela	<i>Coris julis</i>	3,20	Bocarte	<i>Engraulis encrasicolus</i>	3,11
Dentón	<i>Dentex dentex</i>	4,50	Boga	<i>Boops boops</i>	3,00
Dentón ollón	<i>Dentex dentex</i>	4,50	Bonito alistado	<i>Katsuwonus pelamis</i>	4,03
Escachos	<i>Triglidae</i> [†]	3,42	Bonito do Atlántico	<i>Sarda sarda</i>	4,34
Escarapote de pedra	<i>Scorpaena scrofa</i>	3,50	Bonito do Norte	<i>Thunnus alalunga</i>	4,15
Escarapote de pintas	<i>Scorpaena porcus</i>	3,50	Bonito ollón	<i>Orcynopsis unicolor</i>	4,50 ²
Faneca	<i>Trisopterus luscus</i>	3,73	Burro	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	4,09
Gato de mar	<i>Umbrina cirrosa</i>	3,46	Cabra de altura	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	3,81
Limanda	<i>Limanda limanda</i>	3,29	Castañeta	<i>Brama brama</i>	4,08
Lirpia raiada	<i>Microchirus variegatus</i>	3,28	Cornudas	<i>Sphyrna spp</i> [†]	4,20
Melgacho	<i>Scyliorhinus canicula</i>	3,69	Fodón	<i>Trisopterus minutus</i>	3,83
Merlán	<i>Merlangius merlangius</i>	4,29	Fogoneiro	<i>Polliachis virens</i>	3,75
Pancho bicudo	<i>Pagellus acarne</i>	3,48	Marraxo sardiñeiro	<i>Lamna nasus</i>	4,50
Peixe sapo	<i>Lophius budegassa</i>	4,49	Marraxo azul	<i>Isurus oxyrinchus</i>	4,50
Pota común-choupa	<i>Illex coindetii</i>	3,20	Maruca	<i>Molva Molva</i>	4,25
Pota pequena	<i>Todaropsis eblanae</i>	3,20	Melga	<i>Squalus acanthias</i>	3,89
Pota voladora	<i>Illex illecebrosus</i>	3,20	Melgacho	<i>Scyliorhinus canicula</i>	3,69
Rodaballo	<i>Psetta maxima</i>	3,96	Melva	<i>Auxis rochei rochei</i>	4,27
Salmonete de rocha	<i>Mullus surmuletus</i>	3,42	Mero	<i>Polyprion americanus</i>	3,83
Salmonete de lama	<i>Mullus barbatus</i>	3,42	Ollomol	<i>Pagellus bogaraveo</i>	3,66
Sanmartiño	<i>Zeus faber</i>	4,50	Peixe sabre	<i>Trichiurus lepturus</i>	4,45
Santiaguíño	<i>Scyllarus arctus</i>	2,50	Peixe sabre prateado	<i>Trichiurus lepturus</i>	4,45
Sardiña	<i>Sardina pilchardus</i>	2,61	Pescada	<i>Merluccius merluccius</i>	4,48
Xuliana	<i>Lophius piscatorius</i>	4,49	Quenlla	<i>Prionace glauca</i>	4,24
			Raias	<i>Raja spp</i> [†]	3,98
			Rapante	<i>Lepidorhombus spp</i> [†]	3,69
			Tiburón raposo	<i>Alopias vulpinus</i>	4,21
			Serrán riscado	<i>Serranus scriba</i>	3,82
			Xarda	<i>Scomber japonicus</i>	3,65
			Xarda pintada	<i>Scomber japonicus</i>	3,65
			Xurelo	<i>Trachurus trachurus</i>	3,64

¹Error estándar $\pm 0,24$ en el valor del nivel trófico. ²Nivel trófico estimado partir de los ítems individuales a través de una rutina aleatoria.[†]También incluye la especie *Crassostrea gigas*. [‡]Nombre de la Familia de la especie. ^{*}También incluye a las especies *Aspitrigla*, *Obscura* y *Trigla lyra/lucerna*. Fuente: Elaboración propia a partir de Algaebase, Cephbase, Fishbase, PescadeGalicia y Rodríguez Villanueva et al. (1994, 1994a).

7.5.7. Capturas locales y capturas totales

Como ya mencionamos en el apartado anterior sobre el desarrollo y los problemas de la base de datos de *PescadeGalicia*, la flota con base en los puertos gallegos faena en zonas distintas a la costa, capturando especies procedentes de caladeros de todo el mundo (Bancos de Terranova, Centro y Sudamérica, Noruega, África, y a lo largo del océano Índico y Pacífico), en particular aquellas que se descargan en los puertos de mayor tamaño y volumen comercializado, como son A Coruña, Burela, Celeiro, Marín, Ribeira y Vigo. Además, como ya resaltamos, existe un problema adicional que consiste en diferenciar el volumen de las importaciones que se incluyen en las descargas de *PescadeGalicia*, esto es, son capturas realizadas por buques de titularidad o capital no gallego fuera del litoral gallego.

Por esta razón, es preciso articular algún método para diferenciar las especies de las que proceden exclusiva o parcialmente de la costa. Así, a través de una encuesta directa llevada a cabo entre mayo-diciembre de 2008, consultamos a expertos de cada uno de estos puertos para identificar el porcentaje que corresponde a las descargas de la pesca artesanal con respecto al volumen total desembarcado en cada puerto entre 1998-2007.

7.5.8. Corrección y revisión de las capturas: selección de especies de pesca de bajura y litoral de los puertos de A Coruña, Burela, Celeiro, Ribeira y Vigo

En la medida en que la flota gallega con puerto de base en Galicia faena no sólo en el litoral sino también en otros caladeros, es imprescindible tratar de identificar las especies que, siendo descargadas en los principales puertos como A Coruña, Burela, Celeiro, Ribeira y Vigo, han sido capturadas por la flota de bajura y litoral.

Con el objetivo de realizar esta identificación, enviamos una encuesta directa a cada uno de estos puertos durante los meses de abril-octubre de 2008 con el listado de las especies que se capturan únicamente en la costa y asumiendo que proceden de la pesca de bajura y litoral, para de esta forma saber cuál es el porcentaje (estimado) real de la importancia de estas especies en el conjunto de la pesca descargada en el puerto.

Previamente, y ante la recogida de información, efectuamos una homogenización de los nombres de las especies ya que el nombre que se recoge en *PescadeGalicia* no necesariamente coincide con la denominación del puerto local. Así, por ejemplo, en el Puerto de Burela, abadejo y bamba (menor de 1,5 kg.) son la misma especie pero difieren en tamaño, la caballa y la rincha son la misma especie pero se diferencian también en tamaño, siendo la rincha la caballa pequeña, mientras que en el apartado zorros de la base estadística de Burela se incluyeron la quenlla o la caella.

Como era de esperar, los porcentajes de las capturas de especies que proceden sólo de la costa no muestran semejanzas entre cada uno de estos puertos, con excepción de Burela y Celeiro que parecen mostrar alguna similitud en algunas de ellas. A título meramente indicativo, las capturas de congrio procedentes de la pesca de bajura y litoral representan el 95% del volumen total, rape el 66%, raya 28,4%, pargo 78,6% u sardina 98%. En el Puerto de Vigo, las capturas que proceden de la Ría y Costa gallega de especies como representan el choco 8,5%, faneca 41,9%, rape 2,6%, y sargo 14,4%, entre otros.

7.5.9. Reducción de las capturas del grupo “*Peces marinos nep*”

En *PescadeGalicia* se reportan descargas que no identifican el tipo de especies. Las capturas incluidas en este apartado oscilaron en torno a 2,8 millones de kilogramos (1998) a 0,9 millones (2007), representando el 4% y el 1% del total de desembarcos

respectivamente. Esta reducción obedece, en gran medida, a la mejora en la recogida de información de los últimos años (Figura 30).

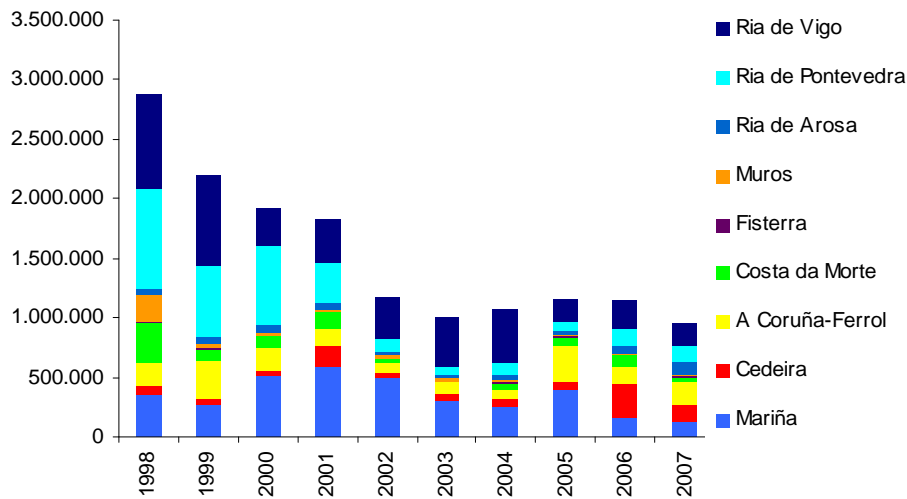


Figura 30 Descargas de “*Peces marinos nep*” por zonas ecogeográficas (en kg.).
Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

En la medida que este grupo representa un volumen considerable de descargas, no ha sido excluido de la reconstrucción estadística. Antes al contrario, asumiendo que se trata de especies de pequeño tamaño y de escasa preferencia por parte del consumidor, este grupo actuó como una “*reserva*” de descargas en los casos de interpolación y extrapolación de valores ante la falta y/o inconsistencia de datos oficiales. Una vez realizado este procedimiento, el remanente fue repartido entre los peces pelágicos, moluscos y crustáceos en función de la proporción de sus capturas en relación al total de su grupo y de a pesca de bajura y litoral en cada una de las zonas ecogeográficas examinadas (Bahthal, 2005).

7.5.10. Interpolaciones y extrapolaciones por especies

Pauly y Zeller (2003) y Bahthal (2005) afirman que en toda reconstrucción estadística de capturas se deben efectuar interpolaciones y eventualmente extrapolaciones. Es decir, ante ausencia de valores de capturas/descargas, en el caso de la interpolación, se asigna un valor entre dos valores dados de un año anterior y otro

posterior, y en el caso de extrapolaciones, se realizan estimaciones hacia atrás o hacia delante. A lo largo de la reconstrucción estadística identificamos, al menos, una serie de faltantes de datos sobre las capturas/descargas de algunas especies, debiendo efectuar las siguientes interpolaciones-extrapolaciones:

- *Zona I-Ría de Vigo*: a partir de la información original suministrada por la Autoridad Portuaria de Vigo, se reestimaron las capturas procedentes de boga para 1998-2000, y de sardina entre 1998-2000 y 2007;
- *Zona II-Ría de Pontevedra*: a partir de la información suministrada por el Puerto de Marín, se volvieron a estimar las capturas de abadejo durante 1998-2007, y camarón común entre 2002-2007;
- *Zona III-Ría de Arousa*: se reestimaron las capturas de anchoa, gallano moteado y pulpo procedentes del Puerto de Ribeira durante 1998-2000;
- *Zona VII-A Coruña-Ferrol*: se efectuaron extrapolaciones de la capturas de abadejo, aligote, anchoa, aguja, bacalao, besugo, boga, caballa, cabracho, cazón, choco, dorada, eglefino, escacho, faneca, galán, gallano moteado, gallo, jurel, lenguado, marrajo sardinero, salmonete de fango, salmonete de roca, pez de San Pedro, pulpo, rape, raya, robaliza, sardina y solla, entre 2005-2006, y bacoreta en 2006 en el Puerto de A Coruña;
- *Zona IX-A Mariña-lucense*: reestimamos el valor de las capturas de estornino en el Puerto de Celeiro en 2004-2007.

7.5.11. Descargas de mejillón y productividad por bateas

La Organización de Productores de Mejillón de Galicia (OPMEGA) nos facilitó información mensual del número de bateas y descargas por asociación de productores para el período 1998-2006, siendo complementada con los Anuarios de OPMEGA

(2001-2006). Una vez localizada geográficamente cada asociación de productores, se calculó una media de producción por batea en cada Ría, de tal manera de disponer de los valores de producción medio estimado para las Rías de Arousa, Muros, Pontevedra, Sada-Lorbé y Ría de Vigo. Estos datos resultaron ser consistentes con los obtenidos por Figueiras *et al.* (2002).

Dado que se trata de dos subsectores (pesca extractiva y miticultura) con características de explotación, regímenes de concesión, y procesos productivos distintos (Rodríguez Rodríguez, 2008), esta información pormenorizada del volumen de producción de mejillón por bateas y zonas no han sido incluida en la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca artesanal.

No obstante, el gran volumen anual de producción (~250-300 mil t), y la influencia del tipo de cultivo genera importantes repercusiones ecológicas en las cadenas tróficas de las rías gallegas (Figueiras *et al.*, 2002; Rodríguez Rodríguez, 2008), reduciendo la estructura de la red trófica a un número menor de niveles. Sobre todo, porque los productores secundarios representados por los moluscos bivalvos como el mejillón, tienen a reducir la abundancia de zooplancton debido a la competencia de los moluscos como consumidores de fitoplancton (Penas, 2000). Por esta razón, el volumen medio en cada zona ecogeográfica ha sido considerado para calcular la productividad primaria neta requerida para esa producción en el *Capítulo 8*.

7.5.12. Descartes

Una correcta reconstrucción de las capturas debería cuantificar el volumen real de descartes. En Galicia, no existe un seguimiento, recogida y publicidad de datos de descartes; sólo se dispone de algunos informes oficiales que cuantifican el volumen retenido de capturas de algunas especies como calamar (Arnáiz *et al.*, 2005) y pulpo

(Arnáiz *et al.*, 2007). Para cuantificar el volumen de descartes, esta información fue complementada con los informes de ICES para aquellos stocks donde se efectúan mediciones en las zonas ICES VIII y IXa de la Península Ibérica, como la cigala, gallo, lenguado, merluza, y rape, entre otros (ICES, 2005; 2006), y con los estudios de Bellido y Pérez (2004), Pérez *et al.* (2005) y Velasco *et al.* (2008).

7.5.13. Pesca ilegal, no reglada y no reglamentada (IUU)

La pesca IUU en las costas de Galicia es un serio problema que se encuentra aun sin resolver, a pesar de la mejora y optimización de los mecanismos de inspección y sanción en los últimos años. Las actividades ilegales van desde la captura de individuos inmaduros, la utilización de mallas no reglamentarias, hasta incumplimiento de normas de captura y horarios por parte de los pescadores y mariscadores.

Las actividades ilegales también se producen por la comercialización clandestina y los circuitos ilegales de venta, y alcanza a aquellos que sustraen marisco de concesiones privadas como la ostra y el mejillón, o a recursos de exquisita calidad y elevado valor comercial como el percebe en el Roncado. No obstante, anualmente se registran episodios de captura ilegal de peces y mariscos, y no se dispone de datos del volumen por especies de las especies afectadas, por lo que en este trabajo no se contemplan.

7.6. CAPACIDAD DE CARGA Y PRODUCTIVIDAD PRIMARIA REQUERIDA (PPR) PARA LAS CAPTURAS DE LA PESCA DE BAJURA Y LITORAL EN GALICIA

La biodiversidad de los ecosistemas marinos alberga una gran variedad de diversidad, desde pequeños organismos planctónicos que conforman la base de las cadenas tróficas, hasta los más grandes animales marinos (Margalef, 1986). Los ecosistemas marinos proveen de valiosos bienes y funciones para el mantenimiento de

los océanos y el equilibrio de la tierra a escala planetaria, aminoración de la variabilidad climática, control del abastecimiento de agua, asimilación de residuos, reciclaje de nutrientes, y sostén de los bienes recreacionales (parques, paisajes, etc.) (Daly, 1997; Folke *et al.*, 2007).

Estos aspectos se han convertido en el centro de preocupación de los ecólogos y de los economistas medioambientales y afines a la corriente de pensamiento de la economía ecológica (Naredo, 1987; Costanza, 1989; Costanza, 1998; Daly, 1989, 1999; Martínez Alier y Roca, 2000; Carpintero, 20005; Costanza *et al.*, 2007). Pero la dirección y los mecanismos de esta relación han sido, a menudo, controvertidos, tanto por las diferentes escalas de medición de la biodiversidad (especies, grupos, comunidades, etc.) como de métodos de medición (Costanza, 2007).

Si se entiende la sostenibilidad de los ecosistemas marinos como un objetivo en el que todos los seres humanos podamos disponer de la capacidad de la biosfera para mantener la supervivencia humana y la habitabilidad del planeta (Daly, 1997; Vitousek *et al.*, 1997), entonces resulta esencial considerar explícitamente las siguientes tres funciones de los ecosistemas (Haberl *et al.*, 2004):

- *Suministro de alimento*: además de proveer de recursos como el aire, agua, y minerales, entre otros, los ecosistemas marinos aportan una gran variedad de recursos pesqueros para el consumo humano (peces, crustáceos, moluscos, etc.) (Walters, 1998). Con respecto a este punto, la productividad primaria constituye un elemento esencial en la generación de biomasa;
- *Asimilación de residuos*: la biosfera absorbe los *outputs* socioeconómicos de los seres humanos como residuos y emisiones (CO²). El CO² puede no requerir el uso de un área determinada, pero sí necesita una superficie que sea capaz de

absorber las emisiones de carbono contribuye a estabilizar el grado de concentración de emisiones;

- *Espacio ocupado para infraestructuras*: los humanos ocupamos la superficie terrestre no sólo para construir hogares, sino también para infraestructuras (carreteras, etc.) y otras actividades recreativas y culturales. Actualmente, sólo una parte de este tipo de actividades es cuantificada.

Una de las maneras más habituales de examinar la capacidad de carga de los ecosistemas marinos es a través de la productividad primaria neta (PPN). La PPN es una de las variables frecuentemente utilizadas para cuantificar el valor total de los servicios de los ecosistemas. En la medida en que las interacciones entre los organismos vivos de los océanos son complejas, dinámicas, y no lineales, no es apropiado adoptar un modelo de análisis simple; antes al contrario, es posible establecer un marco analítico flexible en el que se puedan examinar desde (a) la capacidad de carga de un (eco)sistema, (b) la ratio de regeneración a partir del cual un stock puede crecer, (c) la ratio de mortalidad de una unidad de stock, (d) la posible predictibilidad de las influencias externas –como el cambio climático– sobre el crecimiento y mortalidad del stock, y (f) la ratio de transferencia natural de una unidad de stock a otro (Low *et al.*, 1999).

La noción del concepto de capacidad de carga desde una perspectiva ecológica suele definirse como el número máximo de animales o plantas que un hábitat o área determinada pueden sostener. El concepto es relevante ya que permite conocer los límites de explotación de los recursos marinos, e involucra los factores y efectos a niveles biológico, social y económico, en la medida en que provee importante información relacionada con la capacidad de los ecosistemas de continuar suministrándonos bienes y servicios (Levin, 1998).

La capacidad de carga de los ecosistemas marinos ha estado asociada habitualmente al parámetro K de la ecuación logística de crecimiento de un stock, a pesar de que originalmente fue definido de manera independiente. En el ámbito de estudio de los ecosistemas marinos, la capacidad de carga ha estado asociada a la sostenibilidad de las capturas (Mueter y Megrey, 2006), que pueden ser soportadas por una red trófica (Vasconcellos y Gasalla, 2001). Es decir, generalmente se encuentra asociado a la capacidad productiva de un ecosistema (Perry y Schweigert, 2008). Empleado en este sentido, la capacidad de carga define la productividad total de los ecosistemas medido en términos de valor económico de las capturas para la sociedad (Perry y Schweigert, 2008), y habitualmente se asocia con el nivel trófico de las especies explotadas (Penas, 2000).

La estimación de la PPR se calcula a partir de la información procedente de los valores de los niveles tróficos de las especies capturadas, la transferencia energética entre cada uno de los niveles tróficos, y la productividad primaria de las zonas consideradas. El cálculo de la PPR para mantener las capturas de un ecosistema se basa en un factor de conversión de ~ 0.06 gramos de carbono igual a 1 gramo de peso de capturas, y sobre la media de la transferencia energética por nivel trófico, que aquí se asume que es de 0,10 o del 10%):

$$PPR = Capturas \alpha (TL - 1) \quad (4)$$

donde $\alpha = TE^{(-1)}$, y TE es el promedio de la transferencia energética entre niveles tróficos consecutivos. El método habitual para cuantificar la capacidad de carga de los ecosistemas marinos sigue la metodología establecida por Pauly y Christensen (1995). Estos autores han estimado, empleando flujos de materia, esto es, capturas más el alimento que consumen peces (incluidos crustáceos y moluscos) y sus predadores, que se requiere el 8% de la productividad primaria de los océanos para mantener las

descargas mundiales, valor que se sitúa en torno al 24-35% en el caso de las plataformas continentales y ecosistemas costeros, debido a las pesquerías industriales que operan sobre especies de niveles tróficos altos. Incluso para zonas de afloramiento, Pauly y Christensen (1995) obtienen resultados de 25,1%, un valor considerado elevado para este tipo de ecosistemas. Similares resultados obtuvieron Vasconcellos y Gasalla (2001) y Sánchez *et al.*, (2005) para dos hemisferios distintos, el sur de Brasil y el Mar Cantábrico.

En la literatura existen numerosos trabajos que han abordado esta temática (Texeira y Tundisi, 1967; Del Monte-Luna *et al.*, 2004; Gascuel, 2005; McKindsey *et al.*, 2006; Costanza *et al.*, 2007; Ferreira *et al.*, 2008), en particular enfocados a examinar el potencial de capturas de un área determinada (Christensen y Pauly, 1993), y aplicaciones empíricas en Brasil (Vasconcellos y Gasalla, 2001), Sri Lanka (Haputhantri *et al.*, 2008), y en el Pacífico Noreste (Perry y Schweigert, 2008).

Este tipo de análisis resulta particularmente interesante en la medida en que permite elaborar una ratio de “*capacidad de carga apropiada*” (Rees, 1996; Wackernagel, 1996) derivada de las capturas, los niveles tróficos y los valores de productividad primaria neta (Pauly y Christensen, 1995). Además, provee información relevante sobre las posibles estrategias de gestión pesquera no sólo de para las especies económicamente importantes para los consumidores, sino también para el conjunto del ecosistema y la sociedad en general. (Perry y Schweigert, 2008).

En lo que se refiere a la información empleada para examinar la capacidad de carga de las rías gallegas y el cálculo de la PPR de las capturas de la pesca de bajura, cabe señalar que los datos utilizados parten de la información original de Clorofila-a (mg/m^{-2}), diaria, mensual y anual a partir de medidas de incorporación de ^{14}C (Tilstone *et al.*, 1999), recogido del *Programa RADIALES* del Instituto Español de Oceanografía

(IEO). En las localidades de A Coruña, Cudillero, Gijón, Santander y Vigo, el IEO posee estaciones de muestreo y observación de fitoplancton y zooplancton (Varela *et al.*, 2006).

La determinación de la clorofila-a se emplea como un estimador de la biomasa de microalgas (fitoplancton). Los valores de la productividad primaria diaria han sido calculados a partir del fotoperíodo –se asume normalmente que dos horas antes y después de la puesta del amanecer no hay productividad primaria apreciable- (Bode, com. pers.). Los valores de concentración de clorofila-a (Chl-a) están medidos en espectrofluorimetría integrada a 40 m de profundidad, y se han convertido e integrado a valores de productividad primaria medida en $gC/m^2/año^{-1}$, y que son valores que se aproximan más a la producción bruta que a la neta. En todo caso, una medida de estas características puede ser de gran utilidad para realizar estimaciones aproximadas de la capacidad de carga de los ecosistemas que coinciden con la delimitación de las zonas ecogeográficas.

Un segundo factor limitante radica en que existe una elevada variabilidad natural en las costas de Galicia, donde el fitoplancton muestra grandes fluctuaciones (Bode *et al.*, 2002), asociada a la temporada del año, cuando en invierno la concentración de biomasa de fitoplancton es comparativamente menor que en primavera o verano, cuando la concentración de biomasa alcanza valores mucho mayores. Este factor limita fuertemente la habilidad para diferenciar los efectos antropogénicos de los efectos naturales (Varela *et al.*, 2006). Así, por ejemplo, la costa de A Coruña es una región de una elevada productividad primaria influenciada por un fenómeno de afloramiento, es decir, una corriente de masa de agua que se eleva desde la profundidad fuertemente estacional y rico en nutrientes (Bode y Varela, 1994; Casas, 1995).

Este fenómeno de afloramiento se produce entre marzo y octubre, originando eventos de elevada productividad primaria que permite la concentración de importantes pelágicos en la zona (Teira *et al.*, 2003). La Ría de Vigo, por su parte, es la que se encuentra más al sur de las Rías Baixas, y desde Abril a Septiembre, está sujeta a un intenso e intermitente fenómeno de afloramiento que permite el incremento de la productividad primaria. No obstante, entre Octubre y Marzo, estudios previos han demostrado que el volumen de fitoplancton se reduce y, con el, la productividad primaria en la zona en este período (Cermeño *et al.*, 2006; Piedracoba *et al.*, 2008). Para el conjunto de las Rías, existen varias estimaciones de productividad primaria que se han realizado en los últimos años, tal y como se recoge en la Tabla 41.

Tabla 41 Resumen de estimaciones de producción primaria en Galicia

Zona	Producción primaria (x10 ¹² gC/ m ² y ⁻¹)	Fuente
Galicia (plataforma continental) ¹	315,0	Bode <i>et al.</i> (1996); Tenore <i>et al.</i> (1995), OSPAR (2000)
Mar Cantábrico (plataforma continental) ¹	329,6	Bode <i>et al.</i> (1996), OSPAR (2000)
Galicia (plataforma continental frente a Rías Baixas) ²	334,12*-334,63**	Álvarez-Salgado <i>et al.</i> (2002)*; Varela <i>et al.</i> (2006)**
Galicia (océano frente a Rías Baixas) ³	210,1	Varela <i>et al.</i> (2006)
Bahía de A Coruña ⁴	608,0	Bode y Varela (1998)
Ría de Ares ⁴	166,0	Bode y Varela (1998)
Ría de Ferrol ⁴	201,0	Bode y Varela (1998)
Ría de Arousa ⁵	250,0	Varela <i>et al.</i> (1984)
Ría de Arousa ⁶	537,0	Álvarez-Salgado <i>et al.</i> (1996)
Ría de Vigo ⁷	260,0	Fraga (1976)
Ría de Vigo ⁸	288,0	Prego (1993)

Fuente: Datos suministrados por gentileza de Antonio Bode. Nota: Factor biomasa= 50 gC: g Cla (en todas las estimaciones de biomasa). ¹ Medias anuales a partir de medidas in situ con C-14 (período 1984-1992). ² Media de estimaciones de producción neta a partir de temperatura superficial (satélite AVHRR) periodo 1982-1999 (sólo época de afloramiento marzo-octubre). ³ Media anual de estimaciones de producción neta a partir de temperatura superficial (satélite AVHRR) periodo 1998-2004 y de Clorofila-a (satélite SeaWifs). ⁴ Media anual a partir de medidas in situ con C-14 (año 1993). ⁵ Media anual a partir de medidas in situ con C-14 (varios años). ⁶ Media anual a partir de medidas in situ con C-14 (año 1989). ⁷ Media anual a partir de medidas in situ con C-14 (varios años). ⁸ Media anual estimada a partir de balances de carbono (año 1986).

Las estimaciones de productividad primaria varían de una zona a otra, aunque salvo en la Ría de A Coruña y la Ría de Arousa, y atendiendo a los períodos temporales considerados y los métodos de observación, no se observan diferencias sustanciales a lo largo del litoral gallego. Para las Rías de A Coruña y Vigo, dispusimos, adicionalmente, de información de clorofila-*a* (Chl-*a*) integrada a 40 m de tal forma de estimar valores medios de productividad primaria tanto en la Ría de A Coruña (Estación 2) como en la Ría de Vigo. Esta información ha sido posteriormente empleada para el cálculo estimado de la apropiación de PPR de las capturas por especies en las zonas ecogeográficas I-Ría de Vigo, II-Ría de Arousa y VII-A Coruña-Ferrol. A continuación, en las Figuras 31a, c-d se muestran los valores medio, mínimo y máximo de PPB ($\text{gC}/\text{m}^2/\text{año}^{-1}$) para la Ría de Vigo y del valor medio para la Ría de A Coruña.

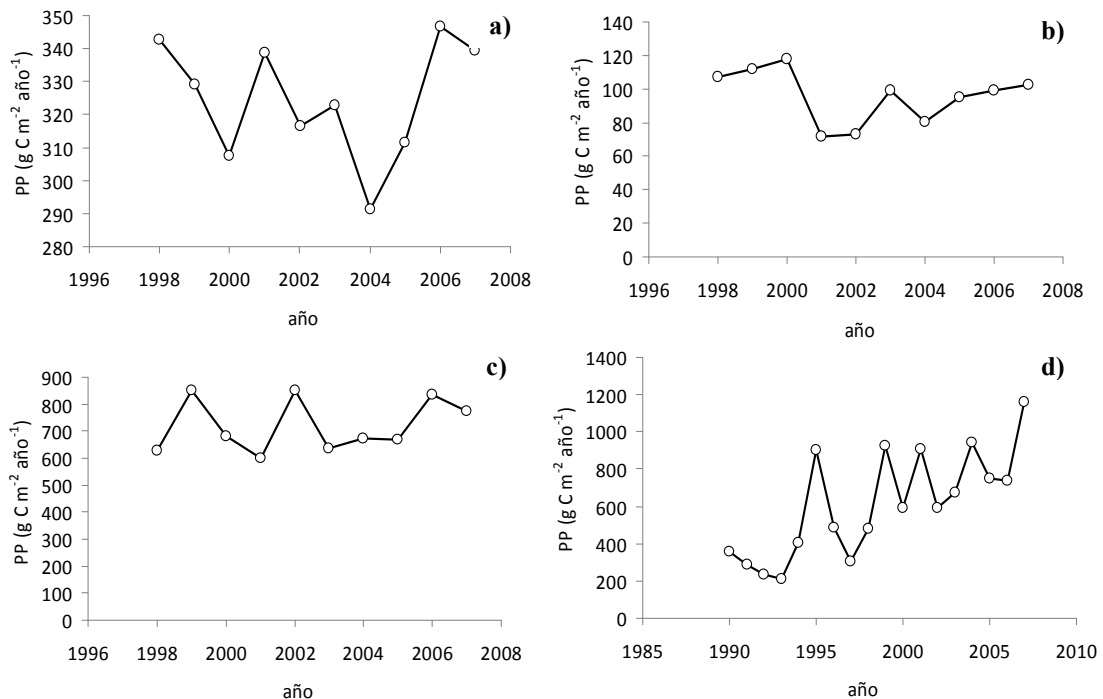


Figura 31 Productividad primaria en la Ría de Vigo **a)** Valores PP media. **b)** Valores PP mínima. **c)** Valores PP máxima. **d)** Valores PP media en la Ría de A Coruña. Fuente: Elaboración propia a partir de Álvarez-Salgado *et al.* (2002) y Varela *et al.* (2006).

Para el caso de la Ría de Vigo, los resultados de la media de productividad primaria parecen ser consistentes con los obtenidos por Fraga (1976) y Prego (1993), aunque muestra un ligero incremento de la productividad primaria. Para la Ría de A Coruña, la Figura 31d indica que los valores medios obtenidos son también coherentes con las estimaciones de Bode y Varela (1998). De ahí que, para la Ría de A Coruña y Vigo, empleemos los datos de la Figura 31 para estimar la PPR para las capturas en estas dos zonas, y para las restantes zonas ecogeográficas, hemos supuesto los datos como valores constantes a lo largo del tiempo, asumiendo los cambios que hubieren tenido lugar como posibles sesgos en la investigación

7.7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.7.1. Resultados por zonas

7.7.1.1. Pesca de Bajura y Litoral

Los resultados de la reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura y litoral en orden de importancia en volumen (kg.) para cada una de las zonas ecogeográficas se presentan en la Tabla 42⁶³.

En el período 1998-2007, la flota de bajura incrementó las capturas de 44,8 millones de kg. a 46,8 millones. Con todo, la etapa de mayor crecimiento se observa entre 1998-2004, ya que a partir de 2005 se produjo un descenso de las capturas hasta 2006, para finalmente estabilizarse por encima de la media de capturas de todo el período de 43,3 millones de kg.

Estos difieren de los ~14-19 millones de kg. obtenidos por Arnáiz (2009) para la pesca de bajura para el período 2001-2007, en la medida que el autor desagregó las

⁶³ Aquí sólo presentamos los principales resultados, ya que en el Apéndice 6 se muestran los resultados de forma detallada por cada zona, año y especie.

capturas de *PescadeGalicia* identificando únicamente las especies capturadas pertenecientes a las embarcaciones que sólo utilicen artes menores, excluyendo las especies propias del arrastre, palangres, cerco y volantas. Además, en Arnáiz (2009) no se incluyen los descartes, las interpolaciones y extrapolaciones de capturas en caso de vacíos de datos oficiales, ni las reestimaciones de capturas a partir de información primaria de las cofradías de pescadores.

Tabla 42 Reconstrucción estadística de las descargas totales de la pesca de bajura por zonas ecogeográficas (1998-2007) (en miles de kg.)

Zonab	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
III	9.933,0	12.084,2	10.154,1	7.679,6	9.379,3	8.662,5	10.611,6	11.215,1	9.421,2	11.693,8
VII	9.626,9	10.090,4	9.629,2	7.481,6	7.276,5	7.712,7	6.773,2	7.962,9	7.393,9	9.194,3
I	7.323,8	6.989,3	5.886,6	7.836,4	5.964,3	6.992,4	11.641,4	10.821,3	8.170,8	8.107,8
IV	4.029,4	3.280,4	3.703,1	3.097,0	3.925,4	4.323,4	6.589,1	5.488,9	6.546,7	6.756,5
IV	4.567,1	5.048,7	4.407,3	4.949,4	4.499,3	5.623,8	6.168,1	4.608,5	4.076,2	5.018,2
VI	4.390,3	2.346,8	2.325,0	5.279,3	3.900,6	3.403,9	4.617,2	5.428,6	5.329,8	3.709,4
II	5.856,6	4.448,2	4.185,6	4.966,2	3.576,4	3.809,9	4.778,0	3.284,1	3.225,5	2.888,9
VIII	2.223,57	1.547,3	1.534,8	2.578,2	1.846,4	1.640,2	1.726,9	1.787,2	1.989,7	1.702,7
V	986,5	911,8	654,7	769,0	916,8	575,3	1.012,3	537,4	536,0	598,3
Galicia	44.843,7	41.974,6	38.757,8	41.868,7	38.272,3	39.611,5	50.088,1	48.254,1	43.843,7	46.814,0

Fuente: Elaboración propia a partir de *PescadeGalicia*. Zona I-Ría de Vigo, Zona II-Ría de Pontevedra, Zona III-Ría de Arousa, Zona IV-Ría de Muros, Zona V-Fisterra, Zona VI-Costa da Morte, Zona VII-A Coruña-Ferrol, Zona VIII-Cedeira, Zona IX- A Mariña lucense.

Atendiendo a la importancia de las zonas, Ría de Arousa, A Coruña-Ferrol y Ría de Vigo lideran la producción total de la pesca de bajura (con el 22,1%, 17,9% y 16,6% respectivamente). Las zonas en las que se advierte un descenso de las descargas son, por orden de importancia, Ría de Pontevedra (45,1%), Fisterra (39,5%), Cedeira (27,4%), Costa da Morte (9,3%) y A Coruña-Ferrol (4,4%). De las 9 zonas ecogeográficas, sólo 4 incrementan sus descargas en todo el período, Ría de Arousa (17,7%), Ría de Vigo (10,7%), Muros (67,6%), y A Mariña (9,8%). Las 4 zonas de menor importancia, Costa da Morte (15,5%), Ría de Pontevedra (50,5%), Cedeira (23,4%) y Fisterra (39,3%), sufren un descenso de las descargas.

La Tabla 43 presenta también los resultados para la pesca de litoral. El volumen total reconstruido es robusto en la medida que es consistente con los resultados obtenidos para una estimación preliminar de Arnáiz (2009) para la pesca artesanal. En este caso, las zonas que lideran la producción de capturas de la pesca de litoral son Ría de Arousa, Ría de Pontevedra y Muros (concentran el 25,6%, 14,5% y 14,4%). Sin embargo, de éstas zonas Muros experimenta un descenso de las descargas del 16,5% durante 1998-2007.

Tabla 43 Reconstrucción estadística de las descargas totales de la pesca de litoral por zonas ecogeográficas (1998-2007) (en miles de kg)

Zona	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
III	24.317,8	22.259,1	19.918,8	16.285,8	19.447,9	17.507,4	24.052,1	25.301,9	23.783,7	36.917,8
VII	10.909,5	9.236,4	8.527,9	10.256,2	10.683,8	11.713,5	11.626,2	12.794,5	13.666,6	14.093,0
I	7.570,1	7.775,0	7.271,4	8.671,2	7.408,1	8.582,7	13.187,3	13.747,7	12.483,1	11.735,8
IV	10.587,3	8.549,3	7.115,9	8.216,3	7.495,7	6.856,0	10.646,5	9.324,0	11.469,8	10.836,5
IX	10.272,0	6.934,3	7.413,5	9.598,3	6.869,0	5.019,3	6.515,9	7.187,1	7.884,5	6.194,2
VI	12.331,0	8.370,8	7.450,7	6.985,5	5.332,1	6.068,3	6.639,1	4.727,7	5.558,5	5.830,9
II	3.139,9	5.365,8	4.903,1	6.715,0	6.288,4	6.045,5	7.933,2	7.679,1	7.723,9	6.189,5
VIII	10.696,2	7.027,4	6.328,5	5.494,0	4.656,4	4.810,5	4.932,7	3.939,5	4.919,7	5.484,0
V	1.072,9	1.018,9	754,4	878,4	998,3	613,4	1.106,9	605,0	650,8	765,0
Galicia	89.824,1	75.518,6	68.930,1	72.222,6	68.181,6	66.603,7	85.533,4	84.701,9	87.490,1	97.282,2

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia. Zona I-Ría de Vigo, Zona II-Ría de Pontevedra, Zona III-Ría de Arousa, Zona IV-Ría de Muros, Zona V-Fisterra, Zona VI-Costa da Morte, Zona VII-A Coruña-Ferrol, Zona VIII-Cedeira, Zona IX- A Mariña lucense.

De las restantes zonas ecogeográficas, A Coruña-Ferrol, Cedeira, Costa da Morte y Fisterra también presentan una tendencia decreciente. Si se comparan las descargas de la pesca de bajura y litoral, se aprecia que sólo la zona de la A Mariña-lucense, Ría de Arousa, Muros, Ría de Arousa, y la Ría de Vigo presentan un crecimiento en todo el período.

Ahora bien, profundizando en la reconstrucción estadística que hemos realizado, para el caso de la pesca de bajura, el liderazgo de las zonas mencionadas se sustenta en la distinta tipología de las especies descargadas (Figura 32). En la Ría de Vigo, la mayor parte de las descargas pertenecen a las especies de TL <3.25, que experimentan un

incremento desde 2003, mientras que las especies de $TL > 3.25$ siguen decreciendo después de 2002 hasta niveles de 1998. La Ría de Pontevedra se caracteriza por la concentración de especies de $TL < 3.25$ y > 3.25 , con un reducido volumen de moluscos y crustáceos. En la Ría de Arousa, los moluscos representan más del 50% del volumen total, mientras que en A Coruña-Ferrol son las especies pertenecientes a $TL < 3.25$ las que suponen el 30-40% y en la Ría de Vigo el 60%. La mayor parte de las restantes zonas –salvo en la Ría de Arousa, Figura 32C-, también están dominadas por las descargas de este último tipo de categoría de especies (Figura 32b, d, f y h).

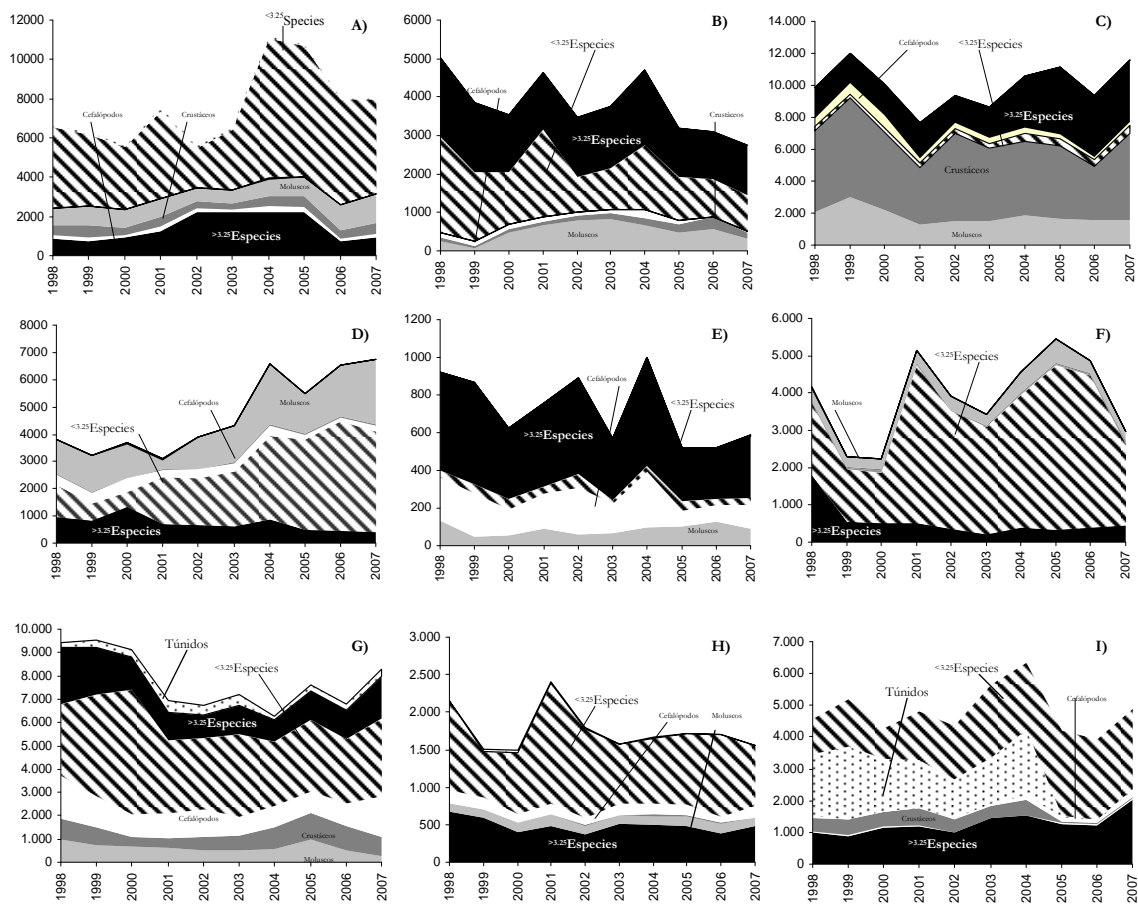


Figura 32 Reconstrucción estadística de las descargas de la pesca de bajura por especies de $TL < 3.25$, especies de $TL > 3.25$, túnidos, crustáceos, moluscos, algas e invertebrados (en miles de kg.) en las zonas ecogeográficas de a) Zona I-Ría de Vigo. b) Zona II- Ría de Pontevedra. c) Zona III- Ría de Arousa. d) Zona IV- Ría de Muros. e) Zona V-Fisterra. f) Zona VI-Costa da Morte. g) Zona VII- A Coruña-Ferrol. h) Zona VIII-Cedeira. i) Zona IX- A Mariña lucence. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

7.7.2. Resultados por categoría de especies

En este apartado se presentan los resultados de la reconstrucción estadísticas por especies. Así, la Figura 33a indica que las descargas de las especies de TL>3.25 para las flotas de bajura y litoral en su conjunto no sufrieron modificaciones sustanciales durante 1998-2007, manteniéndose en torno a los 93,4 millones de kg.

Por el contrario, si atendemos este mismo grupo de especies pero únicamente para la pesca de bajura, los resultados sugieren una tendencia ligeramente creciente al aumentar de 48,9 a 49,6 millones de kg.

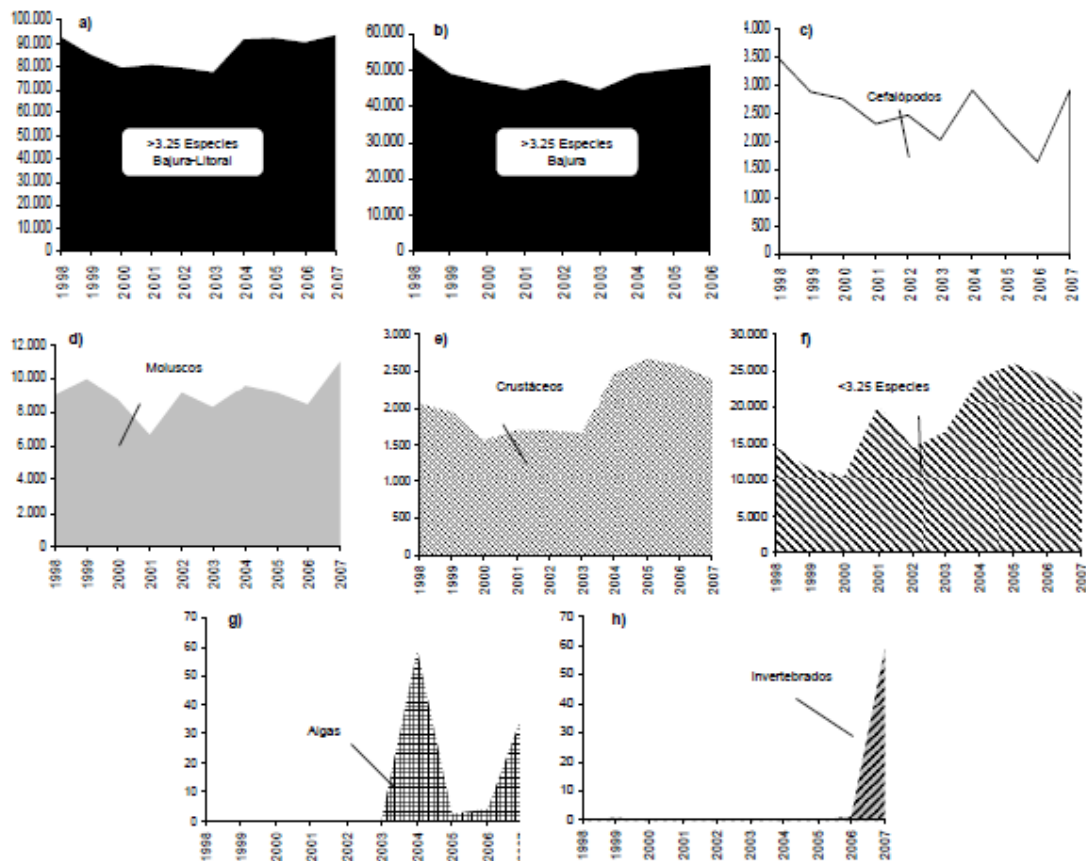


Figura 33 Reconstrucción estadística de las descargas de la flota de bajura para el cálculo del índice trófico marino y el índice de pesquerías en balance (en miles de kg.) en las zonas ecogeográficas de **a)** especies de TL>3.25 flota de bajura y litoral. **b)** especies de TL>3.25 sólo flota de bajura. **c)** Cefalópodos. **d)** Moluscos. **e)** Crustáceos. **f)** especies de TL <3.25. **g)** Algas. **h)** Invertebrados. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

La categoría de cefalópodos redujo las descargas de 3,6 a 2,9 millones de kg., mientras que los moluscos, crustáceos y las especies de TL<3.25 incrementaron el volumen de descargas al pasar de 8,8, 2,0, y 16,9 millones de kg., a 2,2, 11,1 y 22 millones respectivamente. También destaca la reciente explotación de algas e invertebrados, con un volumen de descarga que fueron de 36,3 y 51,9 miles de kg. en 2007. En el caso de las algas, lideran la producción la zona de la Ría de Vigo (95%) y Fisterra (3,7%), las descargas de invertebrados se concentran en las Rías Baixas, en particular en la Ría de Arousa (75%) y la Ría de Vigo (23,7%).

7.7.3. Resultados por especies: algunos ejemplos

Una vez presentados los resultados por zonas ecogeográficas y por categorías de especies, en este apartado se muestran los resultados de la reconstrucción estadística por algunas especies relevantes para la pesca de bajura y litoral, con la finalidad de identificar las diferencias entre los datos originales publicados por *PescadeGalicia*, excluidos los descartes, y refinando los datos que han sido complementados con fuentes primarias y la consulta de expertos en cada uno de los puertos (Figura 34).

La reconstrucción indica, en todos los casos, que existen diferencias anuales entre las descargas oficiales y las capturas totales (capturas más descartes). También parece sugerir una variabilidad interanual acentuada, aunque todo ello depende en buena medida de las especies que se trate. Así, las diferencias entre las fuentes primarias y nuestra reconstrucción pueden llegar a alcanzar un volumen considerable en algunos años y zonas.

En lo que respecta a las especies que se muestran en la Figura 34, las diferencias en volumen son significativas, en particular en el pulpo y el sardina, dos de las especies tradicionalmente más relevantes en la historia de la pesca de Galicia. En orden de

importancia, le siguen la merluza, sargo común, maragota y lenguado. Pero las diferencias también son importantes si se analiza por años la serie temporal original y nuestra serie reconstruida, donde se observa un incremento de las diferencias en los últimos años tres del período 1998-2007.

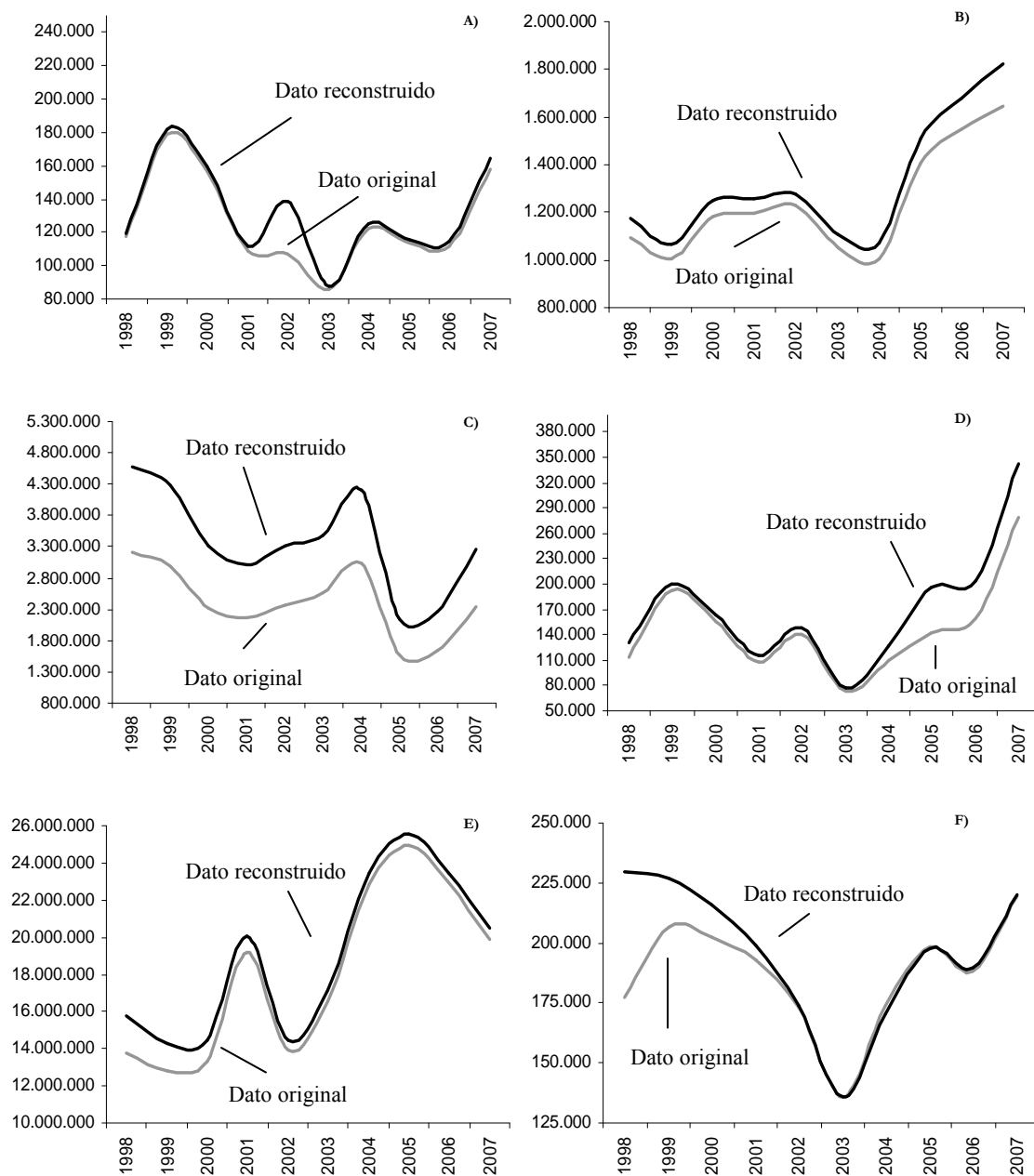


Figura 34 Comparación de los datos originales de PescadeGalicia y la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral (en kg.) por especies **a)** Lenguado. **b)** Merluza. **c)** Pulpo. **d)** Sargo común. **e)** Sardina. **f)** Maragota. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Las diferencias entre los datos oficiales de *PescadeGalicia* y nuestra reconstrucción indican, en el caso del pulpo, que oscilaron en un rango variable pero elevado en torno al ~36-43%, observándose la mayor diferencia en 1998, 1999 y 2004, con 1,3; 1,2 y 1,1 millones de kg. respectivamente, y siendo particularmente elevadas en A Coruña, Ría de Pontevedra y Fisterra que, en conjunto, representaron el 70% de las diferencias totales observadas. Las capturas de sardina también presentan diferencias significativas cercanas al ~2-14%, rondando las 1,9 millones de kg. en 1998 a 0,54 millones de kg. en 2007, en concreto en A Coruña, Cedeira y la Ría de Vigo.

Otra especie, la merluza, la tercera en diferencias registradas entre los datos oficiales y los reconstruidos, muestra una variabilidad del ~5-10%, con los valores mínimos de 0,04 millones de kg. en 2002 y máximos de 0,17 millones en 2007, con especial énfasis en la zona ecogeográfica de la Ría de A Coruña que concentra entre el ~16-46% de las diferencias observadas.

Las capturas de sargo común registran una diferencia entre las cifras oficiales y nuestra reconstrucción del 5% en 2002-2003 hasta el 38% en 2005 con un volumen de 0,05 millones de kg., a pesar de que el valor máximo se registró en 2007 con 0,06 millones de kg. Las capturas de maragota presentan un rasgo diferenciador respecto a los casos anteriores, ya que los valores de capturas reconstruidos sugieren, en algún año, cifras ligeramente inferiores a las oficiales que en todo caso se deben, según los expertos de las cofradías y administración consultados, a pequeñas discrepancias en las anotaciones oficiales. No obstante, las diferencias identificadas son también elevadas, y llegaron a alcanzar el 30% en 1998 con algo más de 0,03 millones de kg.

7.8. CONCLUSIONES

En los años 1990s, la percepción pública de las cuestiones medioambientales relacionadas con la actividad pesquera cambió sustancialmente, convirtiéndose, probablemente, en uno de los focos de mayor atención de la comunidad científica y la sociedad, al menos en los países desarrollados.

Existen una serie de factores que contribuyen al enmascaramiento de la crisis o que, al menos, hacen que sea mal entendida y, por lo tanto, contribuyen al declive de la biodiversidad marina y a la sobreexplotación de los ecosistemas. El primero de estos factores fue la exageración generalizada de las capturas por parte de China durante los años noventa y que engañó a la FAO y al mundo haciéndoles creer que los desembarcos mundiales estaban aumentando, mientras que, de hecho, menguaban lentamente.

El segundo de los aspectos radica en que los científicos gubernamentales generalmente sólo estudian –y el sistema estadístico que establecen generalmente sólo controla– la pesca comercial, no la pesca recreativa y a pequeña escala, ni la pesca artesanal o de subsistencia, a pesar de que, en conjunto, son las que desembarcan la mayor parte de la captura nacional.

Por último, el tercero de los factores consiste en la infrautilización de las capturas por parte de los servicios estadísticos de los gobiernos regionales y nacionales. La década de los años 1990s también ha sido el punto de partida que evidenció la necesidad de adoptar una metodología y criterios determinados para la reconstrucción estadística de las capturas totales. Lo que subyacía, en el fondo, era que las capturas reales en todo el mundo eran superiores a las publicadas por FAO y, que por tanto, se estaban infravalorando las capturas reales en todo el mundo, desconociendo la situación real de los ecosistemas marinos y los impactos de las actividades humanas sobre ellos. Se

pregonaba la creación de un enfoque que, de forma retrospectiva, fuera capaz de estimar las capturas reales de tal forma de contar con aproximaciones relativamente realistas de las capturas históricas.

Como resultado, Zeller y Pauly (2003) establecieron las bases, la metodología y los criterios apropiados para efectuar toda reconstrucción estadística de capturas. Desde entonces, las reconstrucciones estadísticas realizadas en varios países han demostrado que las capturas reales deberían, a menudo, multiplicarse por dos o más con respecto a las estadísticas oficiales. Pero no sólo las implicaciones afectan a las capturas, también repercute en la elaboración de políticas pesqueras en términos de relevancia económica y social en las comunidades de pescadores, en particular en los países en vías de desarrollo.

En este ámbito, la pesca artesanal desempeña un papel determinante en el desarrollo socioeconómico de las comunidades costeras como Galicia, especialmente dependiente del complejo mar-industria. Sin embargo, a pesar de esta importancia, resulta interesante observar que sólo existe un número muy reducido de trabajos científicos que aborden el análisis del conjunto de la pesca artesanal. Esta es la razón fundamental por la que, utilizando la rutina metodología estándar elaborada por Pitcher y Chuenpagdee (1994), Watson y Pauly (2004), Zeller *et al.* (2003), Zeller *et al.* (2006), Zeller y Pauly (2007) y Booth *et al.* (2008), elaboramos, por primera vez en Galicia, la reconstrucción de las capturas (incluyendo los descartes) de especies procedentes de la pesca de bajura y litoral que opera dentro de la plataforma continental.

Los resultados obtenidos permiten identificar el volumen de capturas de las especies explotadas por la flota artesanal con la finalidad de realizar un seguimiento de la pesca artesanal, hasta hoy escasamente estudiado en Galicia. Además, los resultados que aquí se presentan difieren de las estadísticas oficiales de la Consellería de Pesca e Asuntos

Marítimos, porque éstas (i) no incluyen la totalidad de las capturas efectuadas, (ii) no desagrega las capturas que se reportan en la categoría “*Peces marinos nei*” (iii) no se reportan datos de descartes ni de pesca ilegal, no reglada y no reglamentada, a pesar de que se tiene conocimiento que estas prácticas se realizan de manera habitual dentro del litoral, y (iv) las estadísticas aquí presentadas incluyen interpolaciones y extrapolaciones en los casos de vacíos de capturas contrastados con pescadores locales y de otras fuentes primarias consultadas.

Los resultados de la reconstrucción estadística desagregando las especies de la pesca de bajura indican que esta flota incrementó ligeramente las capturas de 44,8 millones de kg. a 46,8 millones. Con todo, la etapa de mayor crecimiento se observa entre 1998-2004, ya que a partir de 2005 se produjo un descenso de las capturas hasta 2006, para finalmente estabilizarse por encima de la media de capturas de todo el período de 43,3 millones de kg. Estos difieren de los ~14-19 millones de kg. obtenidos por Arnáiz (2009) para la pesca de bajura para el período 2001-2007, en la medida que el autor desagregó las capturas de *PescadeGalicia* identificando únicamente las especies capturadas pertenecientes a las embarcaciones que sólo utilicen artes menores, excluyendo las especies propias del arrastre, palangres, cerco y volantas.

Además, a pesar de tratarse de un estudio relevante y extremadamente útil, en Arnáiz (2009) no se incluyen los descartes, las interpolaciones y extrapolaciones de capturas en caso de vacíos de datos oficiales, ni las reestimaciones de capturas a partir de información primaria de las cofradías de pescadores. Atendiendo a la importancia de las zonas, Ría de Arousa, A Coruña-Ferrol y Ría de Vigo lideran la producción con el 22,1%, 17,9% y 16,6% del volumen total de la pesca de bajura.

En el caso de la pesca de litoral, la reconstrucción estadística parece indicar un proceso de disminución destacado de las capturas entre 1998-2003, para luego seguir un

período de recuperación hasta el año 2008 donde se alcanzaron los 87 millones de kg., valores similares a los registrados al inicio del período examinado. En este caso, las zonas que lideran la producción de capturas de la pesca de litoral son Ría de Arousa, Ría de Pontevedra y Ría de Muros, que concentran el 25,6%, 14,5% y 14,4% del volumen total.

Por último, la reconstrucción estadística advierte, en algunas especies como lenguado, maragota, merluza, pulpo y sardina, entre otras, la existencia de importantes diferencias entre los datos oficiales y las series aquí reconstruidas. En cualquier caso, estos resultados deben considerarse conservadores en la medida en que aquí no se han incluido la totalidad de los descartes ni se ha incorporado información relacionada con al pesca ilegal, no reglada y no reglamentada.

CAPÍTULO 8

EL FENÓMENO *FISHING DOWN* *MARINE FOOD WEBS* EN LAS PESQUERÍAS ARTESANALES DE GALICIA

"In physics, when scientists reach the limit of their instrument's resolution and encounter phenomena that are blurred, they build a bigger machine, a bigger microscope, telescope, or particle detector, capable of clearly detecting the phenomenon under discussion. This decides the issue of its existence, and if it is found to exist, its features. The health of the North Atlantic fisheries is like that «blurry» phenomenon".

Daniel Pauly and John Maclean (2003) In a perfect Ocean. The state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean

8.1. INTRODUCCIÓN

En los últimos diez años la percepción sobre las causas y las consecuencias de la crisis global de los recursos pesqueros cobró plena magnitud, dejando escaso margen de duda en la comunidad científica (Hilborn *et al.*, 2003). Los registros de las series temporales históricas de capturas sugieren un descenso importante de la abundancia relativa de los predadores de mayor tamaño en los últimos cincuenta años (Myers y Worm, 2003), poniendo de manifiesto la clara necesidad de situar en el primer plano del debate científico e institucional la conservación de los recursos marinos (Baum *et al.*, 2003).

En el ámbito de la política pesquera de la Unión Europea, la falta de visión a largo plazo, la escasa coherencia de la política estructural (Surís-Regueiro *et al.*, 2005) y el predominio de criterios políticos frente a las recomendaciones científicas (Comisión Europea, 2008) contribuyó de manera directa a una significativa reducción de la biomasa, el reclutamiento y las capturas por unidad de esfuerzo de más del 90% de las especies comerciales (Villasante *et al.*, 2008a), poniendo de relieve la ineficacia de la PPC sobre la conservación de los recursos pesqueros (Penas, 2008, Comisión Europea, 2009).

Es por ello que surgió la necesidad de medir y evaluar el estado de los ecosistemas marinos. Dado que esta preocupación creció globalmente, conceptos como sostenibilidad o salud de los ecosistemas acuáticos son difícilmente extrapolables en objetivos operacionales para ser utilizados por los gestores pesqueros (Larkin, 1996). Resulta necesario, por tanto, crear indicadores o índices de sostenibilidad que permitan examinar los posibles cambios que han tenido lugar en el equilibrio de los ecosistemas marinos (Christensen, 2000).

8.2. OBJETIVO DE ESTUDIO

En Galicia, la pesca de bajura y de litoral han desempeñado, desde siempre, un papel relevante en la relación entre los pobladores de las comunidades locales y el recurso pesquero, aportando un alimento para el consumo humano y sirviendo de fuente de ingresos y sostén socioeconómico (López Veiga *et al.*, 1993; Freire y García-Allut, 2000).

En las últimas décadas, la oferta de productos pesqueros en el mercado gallego se ha mantenido, bien sea a través de productos pesqueros importados o bien como pescado capturado en las rías, originando un incremento del número de especies y tipos de presentación de los productos. Ante tal diversidad, resulta apropiado, como primer paso, recolectar toda la información estadística y de diversas publicaciones disponibles, con la finalidad de realizar un diagnóstico de carácter preliminar de la pesca de bajura y litoral, que sea dinámico, flexible, adaptativo, y que incorpore nueva información y variables.

El objetivo último y genérico de este diagnóstico consiste en la potencial adopción de medidas de regulación de los recursos pesqueros, así como de recomendaciones de política pesquera en Galicia. Para el cumplimiento de este objetivo genérico, en este capítulo se plantean diversos objetivos específicos:

1. Identificar los cambios en la composición de las capturas por tipología de especies;
2. Refinar la identificación de estos cambios atendiendo a la división geográfica y administrativa de las áreas geográficas consideradas de la costa;
3. Explorar los efectos de la actividad pesquera sobre los ecosistemas marinos testeando la ocurrencia o no del fenómeno *fishing down marine food webs* en

cada una de las zonas ecogeográficas, examinando la evolución de la media de los niveles tróficos de las capturas a través del índice trófico marino;

4. Emplear el índice de pesquerías en balance con la finalidad de testear si los ecosistemas de las zonas ecogeográficas se encuentra balanceados en términos ecológicos o no, es decir, si están siendo explotado de manera sostenible.
5. Presentar los resultados de la apropiación productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral durante el período 1998-2007.

En definitiva, el objetivo que subyace en este capítulo radica en la necesidad de ensamblar toda la información disponible de una manera coherente y fácilmente accesible a las partes interesadas y a la sociedad en general. Esperamos que la transparencia en la publicación de estos resultados eventualmente incremente el mayor entendimiento del público especializado, de tal manera de co-adyuvar en el proceso de toma de decisiones.

8.3. EL ÍNDICE TRÓFICO MARINO

8.3.1. Niveles tróficos

Los niveles tróficos (TL, siglas en inglés, Odum y Helad (1975) aquí utilizados están basados en los datos de la composición de la dieta de cada especie y sobre la siguiente formulación:

$$TL_i = 1 + \sum_j TL_j \cdot DC_{ij}; \quad (1)$$

donde TL_j es el TL de la presa j , y DC_{ij} representa la fracción de j en la dieta de i (Christensen y Pauly, 1993). Cada tipo de organismo marino tiene una cierta posición en la cadena trófica. Las plantas se sitúan en los niveles más bajos ($TL=1$), que son consumidos por los organismos herbívoros ($TL=2$) que a su vez son consumidos por

organismos de mayor tamaño, normalmente pertenecientes a niveles superiores (p.e., TL=3 a 4), con los mamíferos marinos en los niveles más elevados (habitualmente en el nivel 5 de la cadena trófica). Por tanto, una especie que consuma un 40% de plantas (TL=1) y un 60% de herbívoros (TL=2) tendrá un nivel trófico de $1 + [(0,4 \cdot 1) + (0,6 \cdot 2)] = 2.6$ (Pauly y Christensen, 1995).

8.3.2. Características del Índice trófico marino

Si bien existen diversos métodos o indicadores de sostenibilidad⁶⁴ para examinar el estado de los stocks, aquí se utilizarán, por disponer de valiosa información estadística, el Índice Trófico Marino (Pauly y Watson, 2005) que permite “*monitorear la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas marinos*” (CBD, 2004) y el Índice de pesquerías en balance (Fishing-in-Balance, FiB), a partir de la información de descargas de FAO. Estas estadísticas están basadas en los informes voluntarios que cada Estado envía, desde 1950 hasta la actualidad, a Naciones Unidas. Este indicador, que fue acogido con amplio interés por el Grupo de Trabajo N° 119 *Ecosystem Indicators for Fisheries Management* que finalizó sus discusiones en la Conferencia sobre esta temática en la UNESCO, ha sido reconocido como uno de los 8 indicadores de la Convención sobre Biodiversidad Biológica.

La intensificación de la pesca explotando especies hacia niveles no sostenibles ha propiciado, a lo largo del tiempo, un declive de las especies de los niveles tróficos superiores como los túnidos, las especies de la Familia *Gadidae* y pez espada, hacia especies de menor tamaño y de niveles inferiores así como de invertebrados marinos,

⁶⁴ Entre otros indicadores biológicos (conversión de alimento y requerimientos energéticos), ecológicos (huella ecológica, medición de emisiones de dióxido de carbono), o intersectoriales (combinando los efectos de la agricultura, pesca, bosques, etc.) (Pullin *et al.*, 2007). También, por ejemplo, a través del estudio de los niveles tróficos, de la evaluación de la tendencia de las capturas, de la clasificación stock por stock de su tamaño con respecto a un período anterior determinado, o del análisis de la evolución de las capturas de cada stock de forma individual (Hilborn y Walters, 1992).

desarrollando un proceso denominado *fishing down marine food webs* (Pauly *et al.*, 1998).

La biomasa de los altos predadores en el océano Atlántico Norte ha descendido de manera progresiva en los últimos 50 años (Christensen *et al.*, 2003; Myers y Worm, 2003; Watson *et al.*, 2004). Basado en la composición de la dieta de más de 220 estimaciones del nivel trófico, el primer estudio a escala global determinó que la media de los niveles tróficos de las capturas había descendido a una ratio de 0.50-1.00 por década, del TL=3.3 en 1950 a menos de TL=3.1 en 1994 para las áreas marinas y de TL=3.0 a 2.8 para las aguas continentales (Pauly *et al.*, 1998). Este índice se calcula a partir da composición da dieta de cada una de las especies analizadas, respondiendo a la siguiente ecuación:

$$MTI = \overline{TLk} = \frac{\sum_{i=1}^m Y_{ik} T_{Li}}{\sum_{i=1}^m Y_{ik}} \quad (2)$$

donde Y_{ik} son las capturas (o descargas más descartes) de una especie i (o grupo de especies) en el año k atendiendo a su T_{Li} (nivel trófico).

Para evitar los efectos del proceso *bottom up*, seguimos a Pauly y Watson (2005) el cómputo del MTL fue calculado dos veces: (i) para el total de descargas de todas las especies, y (ii) excluyendo las especies con $>3.25TL$. El valor de $3.25TL$ como método estándar, obedece a que la inclusión de algunos herbívoros, detritívoros y plantívoros en los que la biomasa suele variar en respuesta a factores medioambientales -p.e., la Anchoqueta peruana (*Engraulis ringens*)- y, por tanto, ocultar los cambios inducidos por la sobrepesca.

Lo que está claro es que, igual que sucede con cualquier descubrimiento o novedad científica, resulta muy probable que su robustez y consolidación se alcance en un

período no superior a dos o tres décadas, debiendo cumplir, al menos los siguientes requisitos: (a) ser aceptado de forma general por la comunidad científica, (b) ser presentado en conferencias internacionales, (c) ser implementado en un instrumento de carácter internacional, y (d) ser rutinariamente adoptado como una “buena práctica” (García y Charles, 2008).

La comunidad científica mostró una práctica unanimidad en la aceptación e interpretación de este proceso a nivel mundial como sintomática de sobrepesca o de explotación no sostenible, y generador de efectos ecológicos sobre los ecosistemas marinos. Este fenómeno de alcance global está bien documentado en varias pesquerías del mundo, como en Argentina (Villasante *et al.*, 2009a), la zona común de pesca argentina-uruguaya (Jaureguizar y Milessi, 2008), Brasil (Vasconcellos y Gasalla, 2001) Cuba (Bairse, 2000), Canadá (Pauly *et al.*, 2001), en Nueva Escocia (Charles, 2009a); España (Villasante *et al.*, 2009c), Galicia (Villasante, este estudio), Golfo de California (Sala *et al.*, 2004), Grecia (Stergiou y Koulouris, 2000), India (Bhathal, 2005), Islandia (Valtysson y Pauly, 2003), Mar Celtaico (Pinnegar *et al.*, 2002), Mar del Norte (Furness, 2002), Portugal (Baeta *et al.*, 2009), Tailandia (Christensen, 1998), y Uruguay (Milessi *et al.*, 2005).

Como resultado, las cadenas tróficas se han reducido ostensiblemente y, con ello, ha aumentado la vulnerabilidad de los ecosistemas marinos (Cheung, 2007) y el riesgo de colapso de numerosas especies a las actividades humanas (Cheung y Sumaila, 2008). Es así como el declive de los niveles tróficos compromete el bienestar de los seres humanos y también de las generaciones futuras (Sumaila y Walters, 2005), al poner en riesgo los beneficios los ecosistemas marinos como proveedores de bienes y servicios y, en última instancia, del abastecimiento alimentario y del empleo en las comunidades costeras.

8.3.3. Principales críticas recibidas

La aplicación de estos indicadores no estuvo exenta de algunas críticas por parte de algunos autores, sobre todo, por su relevancia institucional, las efectuadas por los funcionarios de FAO Caddy *et al.* (1998), Caddy y Garibaldi (2000), e investigadores estadounidenses (Essington *et al.*, 2006). A pesar de que Caddy *et al.*, (1998) reconocieron que “*resulta probable que haya ocurrido un declive general de las descargas medias de los niveles tróficos en la mayor parte de las regiones*”, plantearon diversas objeciones en la utilización de este indicador. Estas objeciones se basan en los siguientes aspectos:

1. la composición de las descargas no necesariamente refleja la abundancia relativa de los ecosistemas; por tanto, la composición taxonómica de las descargas no puede asumirse como representativa de esta abundancia relativa;
2. los niveles tróficos cambian con la edad y el tamaño de los stocks, siendo inapropiado emplear este indicador en pesquerías multiespecíficas;
3. la sobreagregación ontogénica, espacial y taxonómica de las estadísticas de descargas pueden llevar a resultados erróneos;
4. el fenómeno de *fishing down marine food webs* puede tratarse de una política deliberada por parte de un Estado, capturando en primera medida especies de los niveles superiores para luego capturar especies de niveles inferiores, y
5. este proceso no representa de manera adecuada los efectos “*bottom-up*” en los ecosistemas marinos, esto es, el incremento de la productividad primaria –y en consecuencia de las capturas- de especies de niveles tróficos bajos de la cadena trófica (Essington *et al.*, 2006).

En Pauly *et al.* (1998a), Pauly y Palomares (2005) y Pauly y Watson (2005) se abordaron cada una de estas críticas, efectuando nuevas aportaciones y propuestas para mejorar la aplicación del indicador. Una de ellas pone de relieve la necesidad de enfocar su aplicación a zonas geográficas lo suficientemente delimitadas y reducidas para evitar la sobreagregación taxonómica de las especies capturadas (Pauly y Palomares, 2005).

La última de las críticas fue respondida por Bhathal y Pauly (2008) y Villasante *et al.* (2009a). También en este trabajo pretendemos darle también respuesta a la primera parte de la hipótesis formulada por Essington *et al.* (2006), que afirman que el declive de los niveles tróficos no es un fenómeno en sí preocupante, porque se basa en la inclusión de descargas de especies de niveles inferiores, y porque fuera del Hemisferio Norte, no obedece al descenso de las capturas de las especies de niveles tróficos inferiores.

En lo que respecta a los requerimientos formales, los indicadores deben cumplir, al menos, con los requisitos operacionales establecidos por ICES: ser medibles, efectivos, concretos, fácilmente interpretables, acordes con las teorías científicas, sensibles, específicos, y que posibiliten una respuesta rápida y confiable de gestión (ICES, 2005). El ITM cumple con gran parte de ellos y su finalidad permite seguir la tendencia del nivel trófico medio a partir de la composición de las descargas por especies, confirmando o no, la existencia del fenómeno denominado *fishing down marine food webs* (Pauly *et al.*, 1998).

Este proceso describe cómo se producen cambios en las capturas de especies de niveles tróficos superiores hacia los inferiores y especies de menor tamaño en función de la abundancia relativa de un ecosistema. Por último, a la hora de efectuar las estimaciones oportunas para la aplicación del ITM, no hay que olvidarse una serie de

importantes precauciones y procesos que se tornan imprescindibles para la valoración cuantitativa y cualitativa del indicador.

8.4. PRECAUCIONES Y PROCESOS EN LA UTILIZACIÓN DEL ÍNDICE TRÓFICO MARINO

8.4.1. Los tres componentes de las capturas: capturas nominales, descartes y capturas ilegales, no reguladas y no reglamentadas (IUU)

Las estadísticas de capturas puede separarse en tres componentes: (a) capturas nominales habitualmente declaradas por una institución competente a FAO, (b) los descartes, a menudo consistentes en individuos juveniles de otras especies comerciales, son generalmente capturados por la naturaleza no selectiva de una arte de pesca y a menudo arrojadas al mar –generalmente no registrado- más que descargado (Alverson *et al.*, 1994; Alverson y Hughes, 1996; Zeller y Pauly, 2004); y (c) el componente de no información ni registro, que consiste en las categorías no incluidas en los puntos (a) y (b), incluyendo la pesca recreativa, deportiva, la pesca artesanal y la pesca ilegal (Castillo y Mendo, 1987; Agnew *et al.*, 2009).

Recientes estimaciones de descartes (Kelleher, 2005) y de pesca IUU (MRAG *et al.*, 2005, Agnew *et al.*, 2009) indican que ambos componentes perjudican gravemente la recuperación de los stocks sobreexplotados (Beddington *et al.*, 2007), y constituyen una seria amenaza para algunas pesquerías de túnidos, bacalao, gallineta y pez espada (FAO, 2008), al tiempo que están provocando anualmente varios miles de billones de dólares de pérdidas económicas a la industria pesquera. En este sentido, resulta necesario cuantificar la pesca IUU con el objeto de conocer el volumen real de capturas totales. Éste constituye un paso importante en la recopilación estadística para el cálculo del ITM.

8.4.2. La longitud de las series estadísticas

La recogida de datos de captura es relevante por varias razones. Primero, porque disponer de un historial de capturas por especies y zonas permite incrementar el conocimiento de una pesquería. Segundo, la recogida de estadísticas de capturas determina la escala y la magnitud de la pesquería, en y entre los sectores pesqueros involucrados. Tercero, la recolección y posterior examen de las capturas permite valorar, en una simple evaluación científica, el estado de los stocks y de los ecosistemas donde se efectúen las capturas (Gulland, 1983; Grainger y Garcia, 1996).

Una vez que se cuente con una serie histórica de capturas, el próximo paso consiste en disponer de una serie temporal larga, ya resulta poco útil emplear estadísticas de capturas por un período inferior a diez años (Pauly, com. pers.). En esta línea, una serie temporal lo suficientemente robusta permitirá valorar de forma más adecuada las tendencias de los ecosistemas analizados, ya que bien puede suceder que en una primera etapa no se distinga claramente la tendencia de los efectos del indicador (Villasante *et al.*, 2009a).

8.4.3. Resolución taxonómica

Otro aspecto de gran relevancia estriba en la necesidad de contar con series estadísticas de capturas y descartes que presenten una resolución taxonómica que permita identificar cada una de las especies comerciales capturadas.

A menudo, numerosos países, en particular aquellos de América Central (Bairse *et al.*, 2003; Gillet, 2003) o del Pacífico, reportan datos de capturas sólo de las especies de mayor valor unitario, o bien de un grupo taxonómico determinado (crustáceos, moluscos, pelágicos, etc.) sin distinguir a qué tipo de especies se refiere, incluyéndolos en el apartado “*Miscellaneous marine fishes*”. Esta disponibilidad de información

dificulta la utilidad del indicador, especialmente en el estudio de pesquerías artesanales, por lo que se requiere desmenuzar esta categoría de tal forma de incluirla en la reconstrucción estadística de capturas y posterior aplicación del indicador.

8.4.4. La refinación espacial del área de estudio

Otro aspecto interesante es el que se vincula al área para el cual el índice trófico marino es calculado. Debido a que las estadísticas de FAO ofrecen datos para 18 zonas en todo el mundo, el cálculo del índice requiere la utilización de datos de capturas provenientes de zonas más pequeñas como la ZEE (Fey-Hostede y Meesters, 2007), los ecosistemas marinos o las plataformas continentales (Sherman, 2006).

En la medida en que estas áreas pueden yuxtaponerse entre sí y no resultan comparables en términos biológicos, económicos, geográficos, ni jurídicos, no resulta fácil identificar la procedencia de las especies capturadas que se reportan, siendo recomendable la utilización -o creación en caso de que no existan- de bases de datos locales y/o regionales que aseguren la participación de los pescadores, gestores pesqueros y los agentes interesados del área en cuestión.

8.4.5. Puntos de referencia

Un limitante del índice radica en que no existe un valor de referencia previo u objetivo a alcanzar. Son conocidos los valores de los niveles tróficos para las especies, pero no se dispone de estudios o información relativa a un valor promedio o '*estado aceptable*' para ecosistemas locales con carácter previo.

Una posible solución consistiría adoptar un valor de referencia en el cual la influencia del hombre hubiera sido reducida o nula, como ha sucedido en el período posterior a la Segunda Guerra Mundial (Fey-Hostede y Meesters, 2007). Una limitación destacada vinculada a este aspecto estriba en que las estadísticas de FAO sólo reflejan

información sobre descargas y no nos dice nada a respecto de dónde las han sido capturadas (Watson *et al.*, 2004).

8.4.6. Qué objetivos se pretenden alcanzar?

Tampoco la metodología de cálculo del índice determina cuál es el objetivo concreto que se pretende alcanzar en materia de sostenibilidad de las pesquerías con la aplicación del índice (García-Negro, com. pers.). Por ejemplo, para el caso de la zona económica exclusiva de Países Bajos, los resultados de la aplicación del índice indican que en 1950 el ITM era de 3.2, mientras que en 2006 el nivel había descendido a 3.0 (Fey-Hostede y Meesters, 2007). Se desconoce, a juicio de estos autores, si el descenso de 0.2 es un indicio del carácter no sostenible de la explotación de las pesquerías o, por el contrario, este valor se sitúa dentro de un rango de variación natural y, por tanto, dentro de los márgenes razonables de sostenibilidad.

8.4.7. Utilidad y pertinencia del índice trófico marino

La utilidad del ITM reside en que permite medir, empleando las descargas, el cambio que se produce en el nivel trófico de cada especie derivado de la actividad pesquera, infiriendo indirectamente cambios en la capacidad e integridad de los ecosistemas. También posibilita monitorear e identificar el inicio del proceso de declive y/o colapso de una pesquería (Pauly *et al.*, 1998, Pauly y Palomares, 2005), aunque los efectos del impacto sobre la diversidad genética de los ecosistemas marinos son aun desconocidos. Los niveles tróficos de las especies van desde los productores primarios que poseen un TL=1, hasta los predadores superiores en el TL=5 (Pauly y MacLean, 2003).

El ITM contribuye de manera importante en, al menos, tres ámbitos de actuación. Primero, en lo que respecta al cumplimiento de los objetivos de la *Convención sobre*

Biodiversidad Biológica porque (i) ayuda a restaurar, mantener, y reducir el declive de las poblaciones de peces, (ii) promueve el consumo de productos gestionados de forma sostenible, reduciendo el impacto sobre la biodiversidad marina, (iii) ayuda a mantener la capacidad de los ecosistemas a proveer bienes y servicios, y (iv) asegura el regular abastecimiento de productos pesqueros a las comunidades pesqueras, en particular aquellas de los países menos desarrollados (CBD, 2005).

Segundo, respecto a los *Objetivos del Desarrollo del Milenio*, el ITM resulta in instrumento relevante en la consecución del Objetivo 1 (Reducir el número de personas, entre 1990-2015, cuyos ingresos sean inferiores a 1 dólar al día) y 9 (Integrar los principios de desarrollo sostenible en las políticas nacionales y la reversión de la pérdida de recursos ambientales) (Naciones Unidas, 2008).

Por último, es un indicador que también contribuye a que se cumpla el Plan de Implementación de la *Cumbre de Desarrollo Sostenible de Johannesburgo*, en la medida en que alienta la aplicación del principio de precaución de aquí al 2010 (Párrafo 29d), promueve el mantenimiento de los stocks a un nivel que pueda producir el máximo rendimiento sostenible de manera urgente y no más allá de 2015 (Párrafo 31a), y facilita el uso de diversos mecanismos y herramientas, la eliminación de las prácticas pesqueras destructivas, el establecimiento de áreas marinas protegidas, y la incorporación de la gestión integrada de zonas costeras como un factor decisivo en los planes de gestión (UNEP, 2004).

En resumen, se trata de un indicador que está considerado particularmente efectivo para evaluar la sostenibilidad de los recursos pesqueros y la integridad de los ecosistemas marinos (Pauly *et al.*, 1998), y es una herramienta clave en la gestión ecosistémica de los recursos marinos (CBD, 2004, 2005).

8.5. EL ÍNDICE DE PESQUERÍAS EN BALANCE (FIB)

Los ecosistemas marinos operan como pirámides donde la productividad primaria generada en los niveles tróficos inferiores se desplaza hacia los niveles superiores, con una alta fracción de esta productividad que se disipa en el proceso de crecimiento, reproducción y otras actividades de los seres marinos.

Con el objetivo de analizar de forma exhaustiva los efectos derivados del fenómeno de *fishing down marine food webs*, Pauly *et al.* (2002) crearon el índice de pesquerías en balance (FiB index). El FiB permite explorar si una pesquería, zona de pesca o ecosistema de un país se encuentra o no “*balanceado*” en términos ecológicos, considerando las transferencias energéticas de un nivel trófico a otro (Pauly y Watson, 2003). En la literatura se ha debatido si la transferencia energética (TE) debería variar con la disponibilidad de nutrientes o de productividad primaria, esto es, una TE superior en las regiones con elevada productividad primaria y TE baja en los casos contrarios (Ahrens y Peters, 1991).

No obstante, en el océano Atlántico se ha demostrado que no necesariamente un alto valor de TE está asociado a una elevada productividad (Calbet, 2001). Es así como de forma convencional se viene aceptando que la eficiencia energética con que cada uno de los niveles tróficos de consumidores explota a su inmediato inferior, esto es, el cociente entre crecimiento y alimento ingerido es de ~10% (Pauly y Christensen, 1995), lo que significa que a medida que se pasa por los diferentes niveles tróficos, la energía se divide, de forma sucesiva, por diez (Alcaraz y Vives, 1979). El FiB se calcula a partir de la siguiente formulación:

$$\text{FiB } k = \log[\text{YK } (1/\text{TE}) \text{ TL } k] - \log[\text{Y0 } (1/\text{TE}) \text{ TL0}] \quad (3)$$

donde Y son las capturas para el año k , TL el nivel trófico de esas capturas, TE el valor medio de la eficiencia energética (se asume como valor estándar 0,1), i hace referencia a las especies (o grupo de especies) consideradas en las capturas, y 0 alude al año base para normalizar el índice.

El FiB pretende identificar los efectos del fenómeno de *fishing down marine food webs*, esto es, si se reducen los altos predadores, las capturas de especies de niveles inferiores podrían incrementarse. Con una eficiencia en la transferencia energética cercana al ~10% entre los niveles tróficos, tendríamos la expectativa razonable de que las capturas se multipliquen por diez por cada nivel trófico que se reduce la cadena trófica (Christensen, 2000). Si éste fuera el caso, el FiB permanecerá constante. Estudios empíricos previos documentaron estos efectos e indican que una vez que el proceso de *fishing down marine food webs* se produce, las capturas aumentan pero sólo en una primera etapa, de manera de, en lo sucesivo, balancear el declive del nivel trófico (Christensen, 1996).

Por tanto, los resultados que se derivan del FiB se deben interpretar de la siguiente forma: (a) permanecerá relativamente constante (en torno a 0) si los niveles tróficos son compensados por cambios “*ecológicamente correctos*” en las capturas; (b) aumentará (>0) si se produce un incremento de la productividad primaria desde niveles tróficos inferiores o una expansión geográfica de la pesquería o zona de pesca; (c) disminuirá (<0) si no se incluyen los descartes en el cómputo de capturas o si el descenso de la biomasa es tal que el ecosistema marino resulta necesariamente dañado.

El FiB tiende a crecer si las capturas aumentan más rápidamente de lo que el nivel trófico podría predecir, y tiende a disminuir si el incremento de las capturas no es capaz de compensar la caída en los niveles tróficos. Esto se debe a que, en ausencia de una expansión o contracción geográfica y en un escenario en el que el ecosistema mantuvo

su integridad estructural, el descenso en los niveles tróficos debería originar un aumento de las capturas, con el índice FiB permaneciendo constante.

8.6. RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DEL ÍNDICE TRÓFICO MARINO, ÍNDICE DE PESQUERÍAS EN BALANCE Y DEL CÁLCULO CAPACIDAD DE CARGA POR ZONAS ECOGEOGRÁFICAS

8.6.1. Zona I-Ría de Vigo

La zona ecogeográfica I-Ría de Vigo incluye los centros de venta de A Guarda, Arcade, Baiona, Cangas, Moaña, Redondela, Vigo⁶⁵ y Vilaboa, y ocupa el 3º puesto en lo que respecta al volumen de descargas de la flota de bajura en Galicia, con el 17,2% del total y una media anual de 7,9 millones de kg.

La reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura y litoral de la zona requiere de un análisis más detallado en la medida en que en el Puerto de Vigo se descargan un número considerable de especies procedentes de caladeros muy diversos. En este caso, la Autoridad Portuaria de Vigo nos suministró información sobre series temporales de descargas que permite distinguir la procedencia del pescado, diferenciando siete orígenes distintas: banco canario, cetarias, costa portuguesa, gran sol, otros sectores del Atlántico, Costa Gallega y Ría (García-Negro *et al.*, 2008).

Para el caso que nos ocupa, interesa sobre estos dos últimos destinos: Costa Gallega y Ría, en la medida que se trata de capturas que proceden de la plataforma continental y realizada por la flota de bajura y litoral. Para el período que se dispuso de esta información, las descargas de la costa gallega y Ría sólo representaban el 13,32% y el

⁶⁵ Aquí se incluyen los centros de venta de Asociación de Vendedores, Canido, Cooperativa Cíes artesanales, Cabaleiro y Mar de Morrazo.

0,98% de las descargas totales de pescado fresco en primera venta efectuadas en el Puerto de Vigo (García-Negro *et al.*, 2008). La reconstrucción estadística sugiere la existencia de un incremento de las capturas procedentes de la flota de bajura del orden del 10%, que equivalen en términos absolutos a 784 mil kg.

En lo que respecta a los resultados obtenidos de la aplicación del $>3.25ITM$ para la pesca de bajura, la zona de la Ría de Vigo presenta se observa una tendencia descendente en 1999-2005, confirmando la presencia del fenómeno de *fishing down marine food webs* (Pauly *et al.*, 1998). La pesca de bajura redujo el nivel trófico de las especies de $TL>3.25$ explotadas, pasando del $TL=3.92$ en 1999 al $TL=3.68$ en 2007, lo que sugiere una fortísima ratio de declive de 0.2388 por año. En la pesca de litoral, también se observa un descenso de las capturas de especies demersales en la medida en que el nivel trófico medio pasó, entre 1999-2007, de $TL=4.03$ a $TL=3.89$, presentando una ratio de declive de 0.1432 por año (Figura 35a).

Los resultados obtenidos de la aplicación del FiB, revelan un incremento de la explotación de nuevas especies o la intensificación del esfuerzo pesquero de las ya explotadas entre 1998-2003, con una estabilidad entre 2003-2005 y una posterior contracción significativa que evidencia la no sostenibilidad de la explotación de los caladeros en la zona (Figura 35c).

Por su parte, la Tabla 44 presenta los resultados del análisis de capacidad de carga de la Zona I-Ría de Vigo medido en términos de productividad primaria requerida (PPR) para las capturas de la flota de bajura, atendiendo a la categoría ya empleada (algas, crustáceos, especies de $TL>3.25$ y <3.25 , mejillón, moluscos, y túnidos) para el cálculo de indicadores de sostenibilidad.

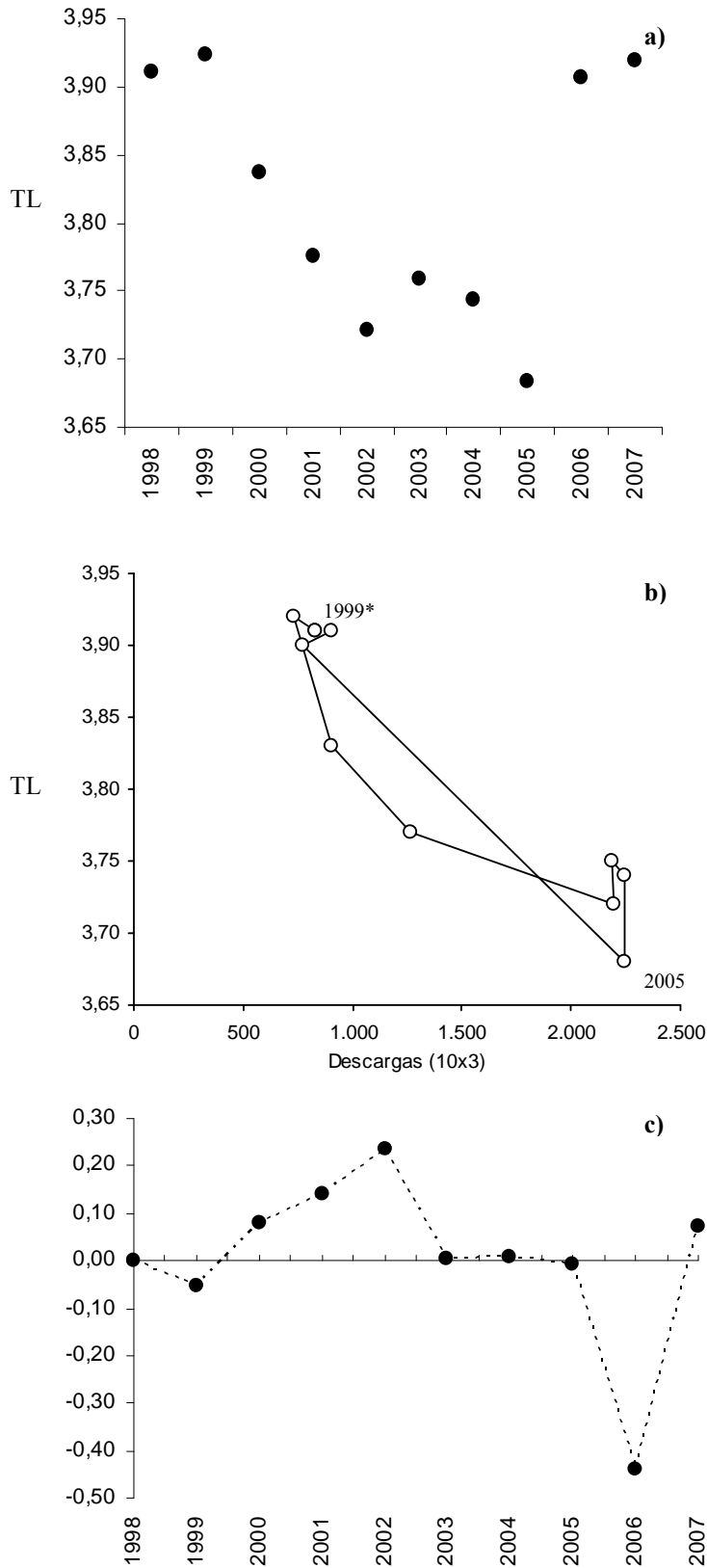


Figura 35 a) Tendencia del >3.25ITM. **b)** Plot >3.25ITM vs. Capturas. **c)** FiB para la pesca de bajura en la Zona I-Ría de Vigo. *Período de la ratio de declive para la pesca de bajura. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Los resultados muestran un incremento de la PPR para las capturas de algas que experimentan un crecimiento destacado, las especies de TL<3.25 que prácticamente duplicaron la PPR, las especies de TL>3.25 y moluscos.

Tabla 44 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona I-Ría de Vigo por categorías y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Almeja babosa	256.531,88	538,2575	85.773,98	179,9717
Almeja rubia	72.920,02	153,0014	125.903,78	264,1724
Berberecho	179.169,16	375,9343	210.425,40	441,5165
Bicho	5,60	0,0001	0,40	0,0000
Caballa	506.033,59	37.672,8171	1.608.701,43	119.763,4225
Cigala	105.109,70	697,4154	117.334,24	778,5267
Eglefino	79.772,60	16.356,9564	77.168,60	15.823,0198
Erizo	193.377,60	643,0651	152.319,80	506,5299
Faneca	173.361,28	15.516,7534	173.296,52	15.510,9567
Golfo	0,00	0,0000	9.969,20	0,1662
Jurel	312.690,96	22.749,0927	620.667,23	45.155,1785
Lura	181.599,08	4.796,9191	177.800,36	4.696,5763
Navaja	54.320,80	227,4128	52.210,20	218,5768
Percebe	78.485,12	1.308,0853	80.759,54	1.345,9923
Pulpo	293.879,55	61.662,0721	327.276,33	68.669,4151
Pulpo blanco	507.786,47	33.692,2392	924.163,33	61.319,3413
Quenlla	1.401.031,14	405.785,5125	1.224.644,46	354.698,0271
Sardina	3.430.981,14	64.160,4026	5.335.402,39	99.773,6657
Sargo común	7.510,48	217,5286	64.600,00	1.871,0322
Algas	5,60	0,0093	17.611,40	29,3523
Crustáceos	493.291,75	2.256,3899	468.844,84	2.219,2755
Cefalópodos	181.599,08	4.796,9191	177.800,36	4.696,5763
Especies <3.25	2.919.239,61	54.590,6786	5.042.147,73	94.289,7133
Especies >3.25	1.190.939,14	387.024,3763	1.723.955,91	560.241,0211
Mejillón	14.070.339,32	23.450,5655	11.536.582,15	19.227,6369
Moluscos (s/mejillón)	874.870,04	2.533,9165	1.067.853,42	3.419,7689

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

La PPR de los cefalópodos no muestra cambios sustanciales, mientras que el mejillón, y los túnidos reducen ligeramente la PPR con respecto a 1997-2001. Si analizamos la PPR por especies atendiendo a aquellas más significativas desde la perspectiva del volumen descargado en cada categoría, se aprecia un crecimiento importante la PPR de la almeja rubia, pulpo cabezón, caballa, jurel y sardina. Si bien son conocidos los efectos sobre la biodiversidad de la ría de otros factores distintos a la actividad pesquera, lo cierto es que ésta constituye una aproximación estimada directa y orientativa del uso de PPN que utiliza la flota que opera en la zona. Finalmente, la

información disponible nos ha permitido efectuar una estimación de la capacidad de carga de la Ría de Vigo, con vistas a relacionar las capturas o descargas de la pesca de bajura y la PPR en la zona (Figura 36).

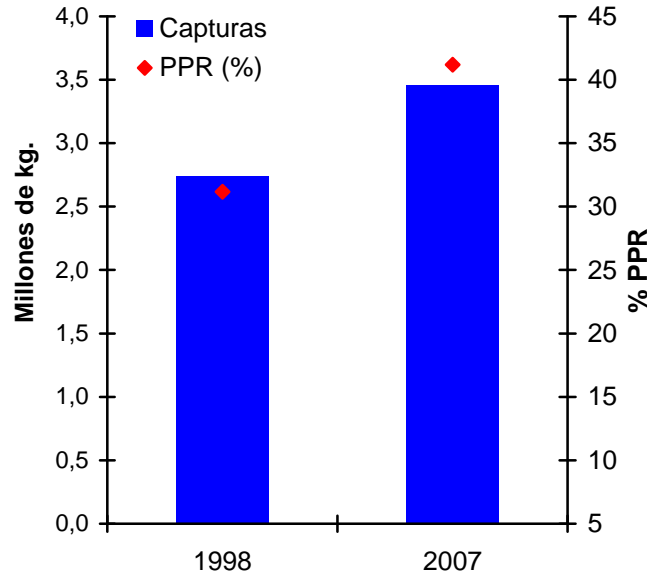


Figura 36 Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la zona I-Ría de Vigo. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia y Prego (1993).

La Figura 36 pretende documentar esta relación y parece sugerir, con las precauciones ya señaladas, que la explotación pesquera está utilizando una elevada porción de la capacidad de carga de este ecosistema marino, una situación que tiende a incrementarse a lo largo del tiempo, incluso presenta valores que se sitúan por encima de la media mundial estimada de ~24-35% de la PPR estimada por Pauly y Christensen (1995). En 1998, el porcentaje de la PPR fue del ~31,1%, valor que se ha incrementado notablemente y que en el año 2007 se situó en el ~41,1%. Este aumento se produjo (i) porque el flujo de la PPN se mantuvo relativamente constante aunque con oscilaciones, (ii) por el incremento de las capturas procedentes de la Ría, que pasaron de 2,7 millones de kg. en 1998 a 3,4 millones de kg. en 2007, (iii) en particular debido al considerable aumento de las capturas de especies de TL>3.25, lo que provoca que el nivel trófico medio sea mayor y, por consiguiente, el requerimiento energético.

8.6.2. Zona II-Ría de Pontevedra

La zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra comprende los centros de venta de Aldán, Bueu, Campelo, Marín, Pontevedra y Portonovo, y ocupa el 7º lugar en cuanto al volumen de descargas de la flota de bajura en Galicia, con el 8,7% del total, y una media anual de 4,1 millones de kg. La reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura muestra una evolución particularmente preocupante en la medida en que se produjo una reducción de las capturas en torno al 50,6%, pasando de 5,8 millones de kg. a 2,8 millones en el período 1998-2007.

En lo que respecta a la aplicación del $>3.25\text{ITM}$ en la Ría de Pontevedra para la pesca de bajura, los resultados obtenidos indican que no se observa una tendencia clara durante 1998-2007 (Figura 37a). La pesca de litoral, sin embargo, redujo el nivel trófico de las especies explotadas de $\text{TL}>3.25$, pasando del $\text{TL}=3.84$ en 2002 al $\text{TL}=3.80$ en 2007, lo que sugiere una ratio de declive de 0.0545 por año. Por otra parte, los resultados obtenidos de la aplicación empírica del FiB indican una situación de no sostenibilidad durante 1999-2002, para luego iniciar un proceso de explotación de nuevas especies como crustáceos (nécora, navaja), peces demersales (merluza) y pelágicos (caballa, jurel).

La Tabla 45 también presenta los resultados de la productividad primaria requerida PPR para las capturas de la flota de bajura en la Zona II-Ría de Pontevedra. Los resultados muestran un incremento de la PPR requerida para las capturas de crustáceos y moluscos. Sin embargo, en las categorías cefalópodos, las especies de $\text{TL}<3.25$ y >3.25 , mejillón y túnidos, se observa un descenso de la PPR para las capturas de la zona, alcanzando proporciones importantes en las especies de $\text{TL}>3.25$.

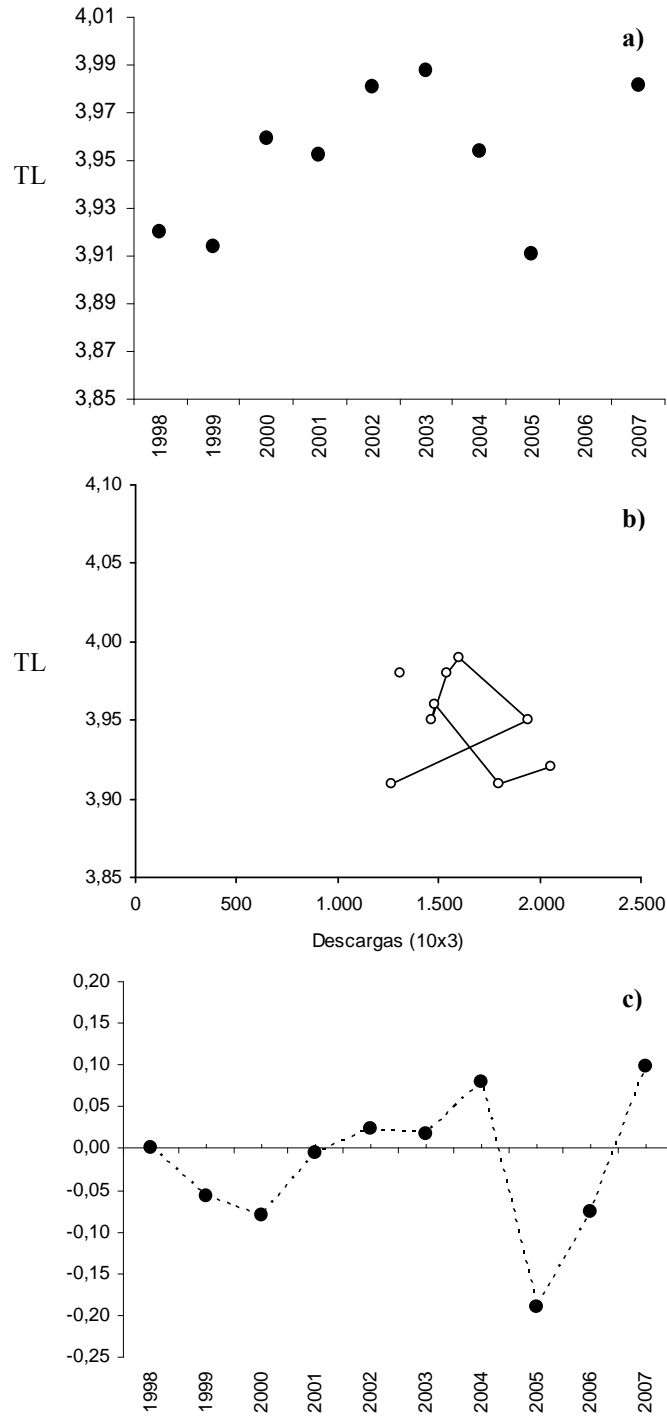


Figura 37 a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona II-Ría de Pontevedra. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Si analizamos la PPR por especies atendiendo a aquellas más significativas desde la perspectiva del volumen descargado en cada categoría, se aprecia un crecimiento importante de la PPR de berberecho, merluza, navaja y percebe. También destacan las reducciones de las especies de TL^{<3.25} como caballa y jurel.

Tabla 45 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona II-Ría de Pontevedra por categoría y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Almeja fina	153.506,34	170,5626	109.764,74	121,9608
Berberecho	96.770,70	135,3634	201.256,56	281,5189
Caballa	1.869.756,60	92.798,8438	1.015.754,40	50.413,4249
Calamar europeo	58.832,58	1.036,0373	48.885,90	860,8770
Choco	78.732,80	3.482,6769	84.701,00	3.746,6751
Escacho	109.106,02	3.188,6452	106.595,76	3.115,2824
Faneca	183.127,30	10.927,2425	164.208,92	9.798,3790
Gallano moteado	51.223,32	668,6906	38.745,36	505,7981
Gallo	137.400,64	7.477,3248	137.092,92	7.460,5787
Golfo	0,00	0,0000	483,08	0,0537
Jurel	1.698.169,00	82.364,1838	855.814,80	41.508,5233
Merluza	163.049,18	54.711,1835	181.142,30	60.782,3334
Navaja	19.093,82	53,2906	41.243,76	115,1107
Percebe	16.152,08	179,4676	40.177,26	446,4140
Pulpo blanco	551.159,67	77.096,5461	519.316,41	72.642,2917
Rape	133.745,10	45.923,5413	133.743,80	45.923,0949
Rape blanco	134.564,80	46.204,9985	138.649,50	47.607,5463
Reloj	76.106,60	84,5629	61.375,78	68,1953
Sardina	1.152.473,80	5.216,6122	955.283,60	4.324,0411
Crustáceos	96.551,62	107,2796	201.316,30	223,6848
Cefalópodos	113.081,98	1.991,3651	96.641,30	1.701,8460
Especies ^{<3.25}	1.773.575,38	19,7064	1.154.393,29	12,8266
Especies ^{>3.25}	5.919.225,49	1.896.803,6415	3.879.498,72	1.243.177,3916
Mejillón	10.050.242,37	1.116,6936	8.240.415,82	915,6018
Moluscos (s/mejillón)	448.089,14	497,8768	572.837,68	636,4863

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

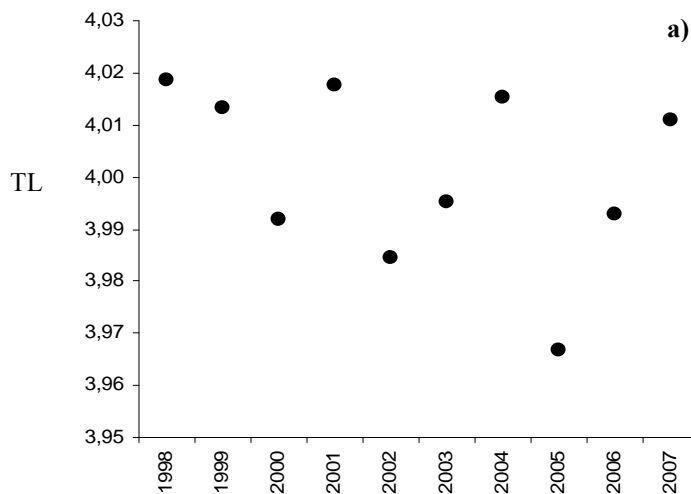
8.6.3. Zona III-Ría de Arousa

La zona ecogeográfica III-Ría de Arousa comprende las lonjas de Aguiño, Cabo de Cruz, Cambados, Carril, Illa de Arousa, O Grove, Pobra de Caramiñal, Rianxo, Ribeira, Vilanova y Vilaxoán, ocupando el 1º en el ranking de capturas procedentes de la flota de bajura en Galicia, con el 21,5% del volumen total, y una media anual de 10 millones de kg.

La reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura y litoral indica que esta zona ha experimentado un crecimiento de las capturas del 17,7%, pasando de 9,9 millones de kg. a 11,6 millones entre 1998-2007. Por lo que se refiere a los resultados empíricos de la aplicación del >3.25 ITM para la pesca de bajura, la zona de la Ría de Arousa presenta tendencias similares tanto en la pesca de bajura como de litoral.

Respecto a la primera, los valores obtenidos del >3.25 ITM revelan la existencia del proceso de *fishing down marine food webs*, al disminuir el nivel trófico de las capturas de TL=4.05 a TL=4.01 durante 2000-2007, con una ratio de declive de 0.0419 por década (Figura 38^a). Asimismo, la pesca de litoral presenta también un descenso del nivel trófico de las capturas de TL=3.74 a TL=3.71 entre 1999-2007, a una ratio de 0.0222 por década.

La aplicación empírica del FiB en la zona advierte que, salvo en el año 1999, 2004 y 2005, los recursos pesqueros de los TL >3.25 de la pesca de bajura están siendo explotados de manera no sostenible en términos ecológicos. A ello se suma el hecho del incremento de las capturas de niveles tróficos o de la no inclusión de los descartes.



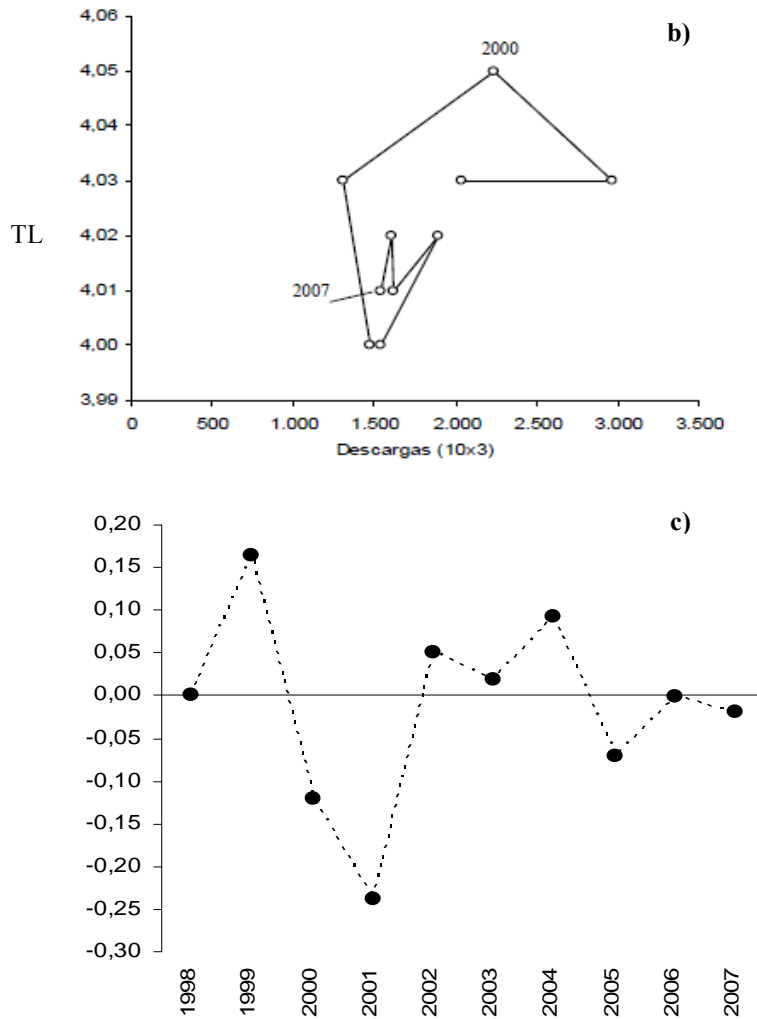


Figura 38 a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. C) FiB para la pesca de bajura en la zona II-Ría de Pontevedra. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

La Tabla 46 muestra los valores medios obtenidos del cálculo de la PPR en la zona durante los períodos 1998-2001 y 2002-2007. Los resultados muestran un incremento de la PPR requerida para las capturas de crustáceos, invertebrados, y de especies de $TL < 3.25$ que experimentan un crecimiento destacado. La PPR de los cefalópodos se redujo ostensiblemente, mientras que las especies de $TL > 3.25$, mejillón y moluscos también presentan una reducción aunque de menores proporciones. Si se analiza la PPR por especies en volumen descargado, se observa un crecimiento importante de la PPR de caballa, estornino, centolla, erizo, maragota, merluza, sardina y vieira. Finalmente, la información disponible nos ha permitido efectuar una estimación de la capacidad de

carga de la Ría de Arousa -excluyendo el cultivo de mejillón-, con vistas a relacionar las capturas de la pesca de bajura y la PPR.

Tabla 46 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona III-Ría de Arousa por categorías y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Almeja fina	383.144,92	638,5749	285.261,78	475,4363
Almeja japonesa	533.142,40	888,5707	638.290,24	1.063,8171
Almeja rubia	314.875,36	660,6743	270.868,44	568,3386
Berberecho	1.457.557,96	3.058,2613	1.625.870,88	3.411,4169
Caballa	1.941.150,00	144.513,3092	2.583.124,40	192.306,5477
Centolla	54.315,60	180,6231	79.059,00	262,9057
Choco	102.091,80	6.773,9129	150.794,40	10.005,3887
Erizo	104.736,60	348,2950	152.331,20	506,5678
Estornino	135.645,40	10.098,4291	871.604,80	64.888,5938
Gallano moteado	73.727,20	500,5835	111.196,20	754,9856
Globito	90.852,40	2.399,8558	107.036,40	2.827,3544
Golfo	0,00	0,0000	10.214,60	0,1702
Jurel	8.180.225,00	595.132,9540	6.662.675,40	484.727,2162
Lanzón	297.003,80	69.921,5031	144.036,00	33.909,3763
Merluza	71.890,24	36.184,1773	246.833,90	124.237,7455
Pota pequeña	299.000,20	7.898,0564	137.376,20	3.628,7767
Pulpo	743.805,00	156.065,8360	549.829,74	115.365,7720
Relej	1.198.287,40	1.997,1457	877.684,40	1.462,8073
Sardina	1.700.602,82	11.546,5342	3.189.822,90	21.657,8490
Vieira	36.791,20	61,3187	137.418,20	229,0303
Crustáceos	258.739,52	431,2325	408.134,40	680,2240
Cefalópodos	549.259,54	915,4326	272.598,28	454,3305
Especies ^{<3.25}	1.922.992,52	3.204,9875	3.416.577,91	5.694,2965
Especies ^{>3.25}	23.767.914,35	39.613,1906	20.251.949,80	33.753,2497
Invertebrados	0,00	0,0000	10.247,08	0,1708
Mejillón	182.076.890,99	303.461,4850	149.288.866,59	248.814,7777
Moluscos (s/mejillón)	5.054.493,16	8.424,1553	4.516.819,70	7.528,0328

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

Calculamos, en este caso, la PPR teniendo en cuenta las estimaciones realizadas para la Ría de Arousa por Álvarez-Salgado *et al.* (2002) y Varela *et al.* (2006). Los resultados obtenidos indican la existencia de un proceso de reducción de la PPR en los últimos diez años, pasando del $\pm 18,10\%$ de la PPN en 1998 al $\pm 9,23\%$ en 2007, presentando valores inferiores a los estimados por Pauly y Christensen *et al.* (1995) para este tipo de ecosistemas (Figura 39). Estos resultados pueden estar obedeciendo: (i) al rango de variabilidad de las estimaciones de PPN, (ii) a la caída en el volumen de capturas de la zona, (iii) a la reducción de las capturas de las especies de TL^{>3.25},

provocando un descenso del nivel trófico medio, y (iv) a la intensificación del esfuerzo pesquero a pesar de la reducción del número de unidades en los últimos años.

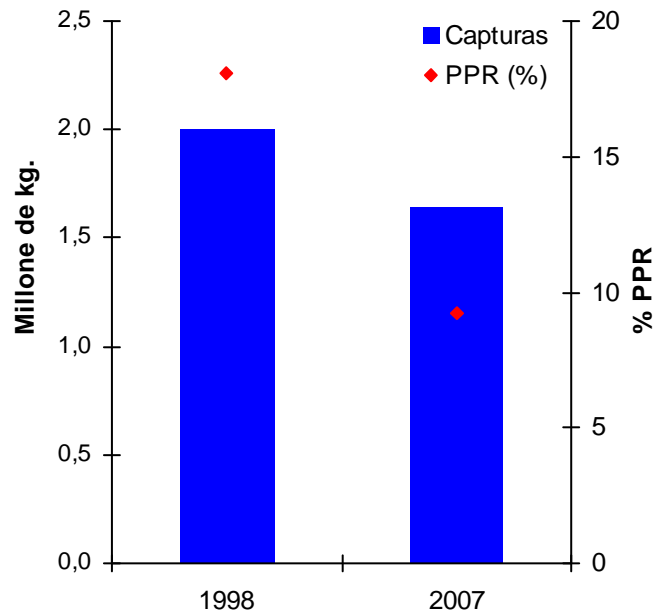


Figura 39 Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la Ría de Arousa (excluyendo cultivo de mejillón). Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia y Varela *et al.* (1984).

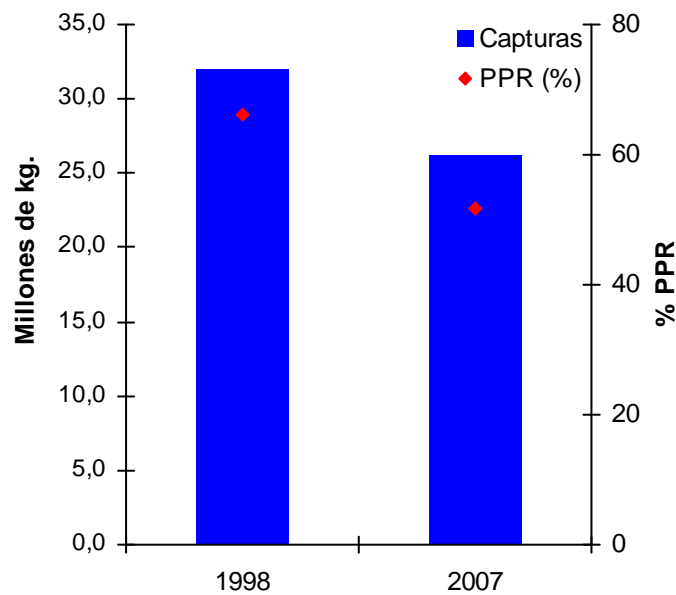


Figura 40 Relación capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la Ría de Arousa (incluyendo cultivo de mejillón). Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia, Varela *et al.* (1984) y OPMEGA (2001,2002,2003,2004,2005, 2006).

A mayores, puede establecerse un análisis comparativo en el que se incluya la PPR total de la zona, esto es, incluyendo las descargas procedentes del cultivo de mejillón en

bateas de la Ría. Utilizando las estimaciones de PPN más conservadoras, presentamos los resultados en la Figura 40.

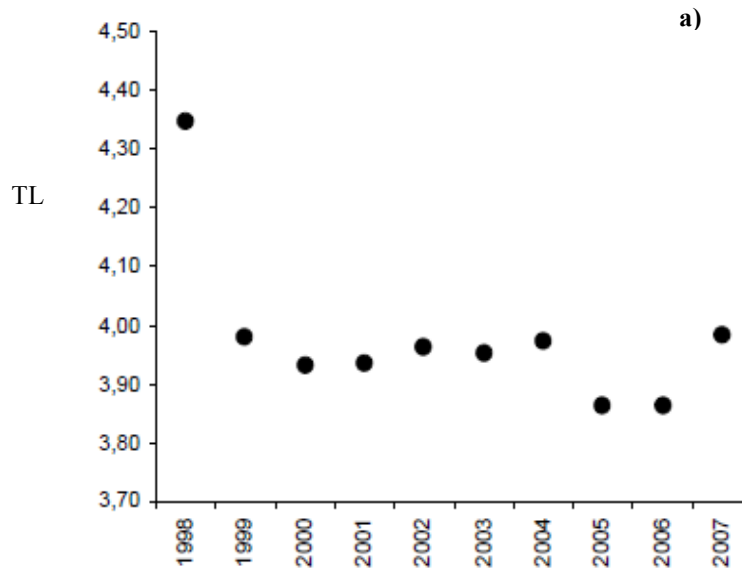
A la vista de los datos disponibles, las estimaciones obtenidas indican un descenso de la PPR en la última década, pasando del ~66,2% en 1998 al ~51,2% de la PPN total en 2007. Se aprecia, entonces: (i) una reducción de la PPR resultado de la disminución de las descargas de la pesca extractiva y del cultivo de mejillón procedentes de la Ría, y (ii) una disminución del nivel trófico medio de las descargas. No obstante, los valores de PPR resultantes en todo el período son extremadamente elevados si se los compara con las estimaciones de Pauly y Christensen (1995), Vasconcellos y Gasalla (2001) o Sánchez *et al.* (2005). Esto evidencia empíricamente, lo que Pérez-Camacho *et al.* (1995) y Penas (2000) postularon postuló en términos teóricos; y nuestros resultados son robustos con los obtenidos en Varela *et al.* (1984). Esto es, en esta zona se concentra aproximadamente el 68,8% de la bateas de todo el litoral, lo que supone un elevado requerimiento energético de fitoplancton por parte del cultivo de moluscos, y un importante impacto del cultivo al favorecer un volumen ostensible de materia orgánica disuelta en el fondo de la Ría (Pérez-Camacho *et al.*, 1995).

Tanto nuestros resultados como los valores obtenidos por Varela *et al.* (1984), que concluían que el cultivo de mejillón de la Ría de Arousa requería el ~60% del fitoplancton disponible (Varela *et al.*, 1984), confirman el elevadísimo consumo PPN por parte de este cultivo en la Ría, lo que refleja que el cultivo de mejillón está contribuyendo en gran medida a que el ecosistema ha llegado a su límite de capacidad de carga, dado que es mucho más eficiente para aprovechar la PPN y transformarla en proteína animal. Pero existe otra ventaja competitiva por parte de estos moluscos respecto al zooplancton, y es que en caso de proliferación fitoplanctónica, este tipo de

moluscos dispone de un tiempo relativamente mucho menor que el fitoplancton para aprovechar este alimento.

8.6.4. Zona IV-Ría de Muros

La zona ecogeográfica V-Muros incluye las lonjas de Muros, Noia, Porto do Son y Portosín, y ocupa el 4º lugar en cuanto al volumen de descargas de la flota de bajura y litoral en Galicia, con el 10,2% del total, y una media anual de 4,7 millones de kg. La reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura indica una tendencia netamente creciente del orden del 67%, pasando de 4,0 millones de kg. a 6,7 millones entre 1998-2007. En lo que se refiere a los resultados de la aplicación del $>3.25ITM$ para la pesca de bajura, la zona de Muros presenta una tendencia decreciente en todo el período, es decir, confirma la existencia del proceso de *fishing down marine food webs* (Pauly *et al.*, 1998).



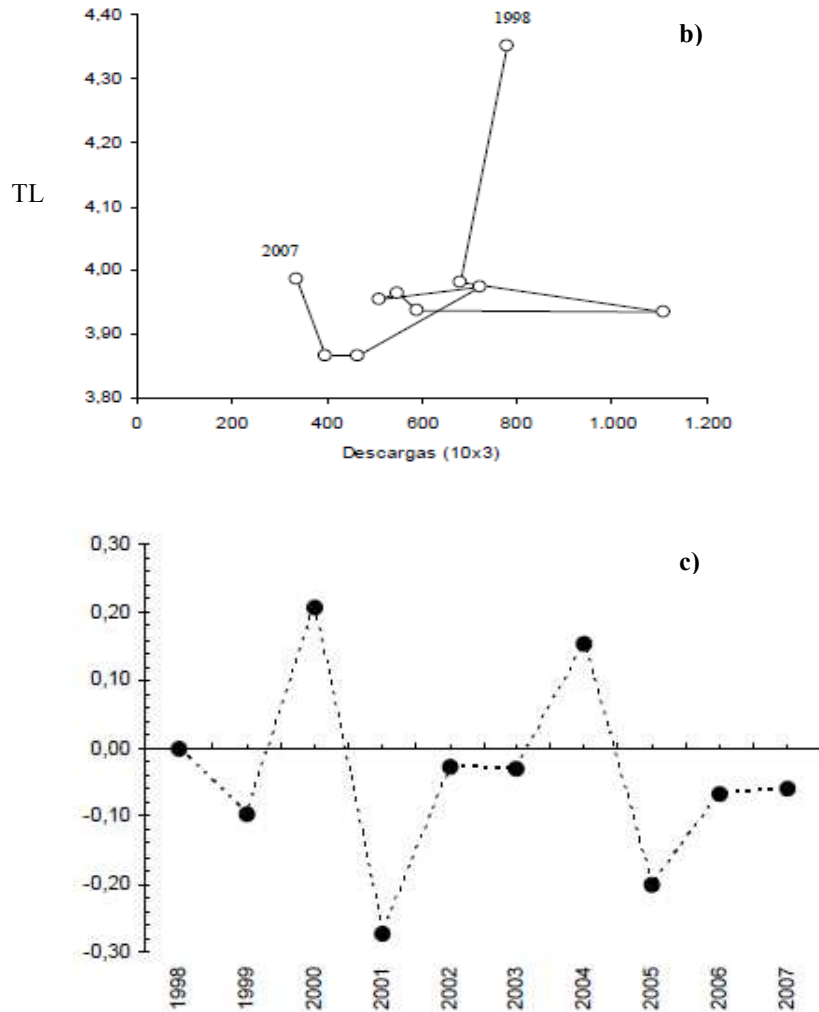


Figura 41 a) Tendencia del $>3.25ITM$. b) Plot $>3.25ITM$ vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona IV -Ría de Muros. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

La pesca de bajura presenta un resultado nada alentador en términos de sostenibilidad ecológica entre 1999-2007, ya que ha pasado del $TL=3.19$ a $TL=3.09$ en tan sólo diez años, con una elevada ratio de declive de 0.0986 por década (Figura 41a). En el caso de la pesca de litoral, también tuvo lugar un descenso del nivel trófico medio de las capturas en proporciones similares, al pasar de $TL=3.70$ a $TL=3.63$, presentando una ratio de declive de 0.0733 por década.

Por otra parte, los resultados de la aplicación del FiB se presentan en la Figura 41c, y muestra que los recursos pesqueros de los $TL>3.25$ de la pesca de bajura están siendo explotados de manera no sostenible, con valores preocupantes en 2001 y 2005-2007, lo

que aporta una idea de la intensidad de explotación (Figura 41c). Finalmente, la Tabla 47 presenta los resultados obtenidos sobre la PPR para las capturas de la pesca de bajura en la zona. Los resultados indican un incremento de la PPR requerida únicamente de las categorías las especies de TL<3.25 y moluscos. Las restantes categorías redujeron la PPR de las capturas, destacando en particular las especies de los niveles tróficos superiores.

Tabla 47 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona IV-Ría de Muros por categorías y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Abadejo	15.130,90	3.562,1607	10.424,88	2.454,2557
Almeja babosa	83.526,16	175,2553	128.956,04	270,5767
Almeja fina	104.632,34	174,3872	111.408,10	185,6802
Berberecho	820.474,82	1.721,5277	1.525.950,52	3.201,7631
Boga	101.854,60	1.697,5767	131.114,00	2.185,2333
Caballa	575.947,40	42.877,7089	991.640,20	73.824,9011
Calamar europeo	22.170,20	585,6233	14.570,50	384,8781
Congrio	71.756,02	23.318,8480	50.812,36	16.512,7010
Escacho	29.346,62	1.286,4913	56.468,42	2.475,4513
Faneca	206.429,34	18.476,5199	87.512,84	7.832,8629
Erizo	44.742,60	148,7887	38.839,00	129,1567
Estornino	23.575,80	1.755,1538	765.943,20	57.022,3767
Jurel	4.279.886,60	311.373,0435	2.856.770,60	207.837,5993
Merluza	76.476,07	38.492,3409	135.002,31	67.950,0754
Pulpo	422.071,71	88.559,4669	278.172,18	58.366,3377
Pulpo cabezón	54.548,60	11.445,4365	16.293,00	3.418,6120
Raya	27.950,70	4.448,7852	28.645,44	4.559,3638
Rape	22.145,88	11.406,2186	30.492,68	15.705,2316
Sardina	965.086,40	18.047,4125	3.062.838,40	57.276,0201
Touca	0,00	0,0000	457,40	0,0076
Algas	0,00	0,0000	457,40	0,0076
Crustáceos	24.519,00	144,9945	22.674,98	124,6171
Cefalópodos	380.833,18	12.664,3682	242.344,18	8.059,0035
Especies <sup>3.25</sup>	1.152.017,28	18.289,2810	3.224.456,16	51.322,1954
Especies >sup>3.25</sup>	872.751,60	117.893,3752	569.153,48	77.104,2191
Mejillón	18.927.956,47	31.546,5941	15.519.449,79	25.865,7497
Moluscos (s/mejillón)	1.073.528,18	2.719,4456	1.852.978,26	4.783,2059

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

El análisis por especies revela un incremento de la PPR de las capturas de almeja babosa, berberecho, boga, y de forma muy significativa caballa, escachos, estornino, merluza, y sardina. Por el contrario, se produjo una disminución de la PPR en especies como faneca, jurel, pulpo y pulpo cabezón. La reducción de estas especies tradicionales

parece sugerir una intensa explotación del recurso, que muestra sus límites físicos al producirse un descenso de las capturas y, por ende, de la PPR (Tabla 47).

8.6.5. Zona V-Fisterra

La zona ecogeográfica V-Fisterra incluye las lonjas de Carnota, Corcubión y Fisterra, y ocupa el último lugar de todas las zonas en cuanto a volumen de descargas de la flota de bajura en Galicia, con el 1,6% del volumen total y una media anual de 749 mil kg. La reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura y litoral muestra una reducción de las capturas del orden del 39%, pasando de 0,9 millones kg. a 0,5 millones entre 1998-2007.

En lo que respecta a los resultados de la aplicación del $>3.25ITM$, la zona de Fisterra es la única que presenta una tendencia creciente en todo el período. La pesca de bajura ha pasado del $TL=4.04$ a $TL=4.09$, con una ratio de crecimiento de 0.0484 por año, y la pesca de litoral aumentó del $TL=4.06$ a $TL=4.10$, con una ratio de crecimiento de 0.0411 por año. En el primer caso, la razón de este aumento obedece al incremento de las capturas de rape y sanmartiño, pertenecientes a niveles tróficos elevados; mientras que en el segundo se debe al aumento elevado de capturas de especies pelágicas como caballa y jurel y de demersales como la merluza (Figura 42a).

La aplicación del FiB indica la existencia de dos períodos diferenciados, en el primero (1998-2002) el comportamiento ecológico del ecosistema parece seguir una tendencia relativamente constante aunque con pequeñas oscilaciones, lo que sugiere una explotación razonablemente satisfactoria. Mientras que en una segunda etapa (2003-2007), se advierte que estas fluctuaciones adquieren una dimensión mayor, con un fuerte descenso a partir de 2004, a partir del cual se inicia un período de recuperación (Figura 42b).

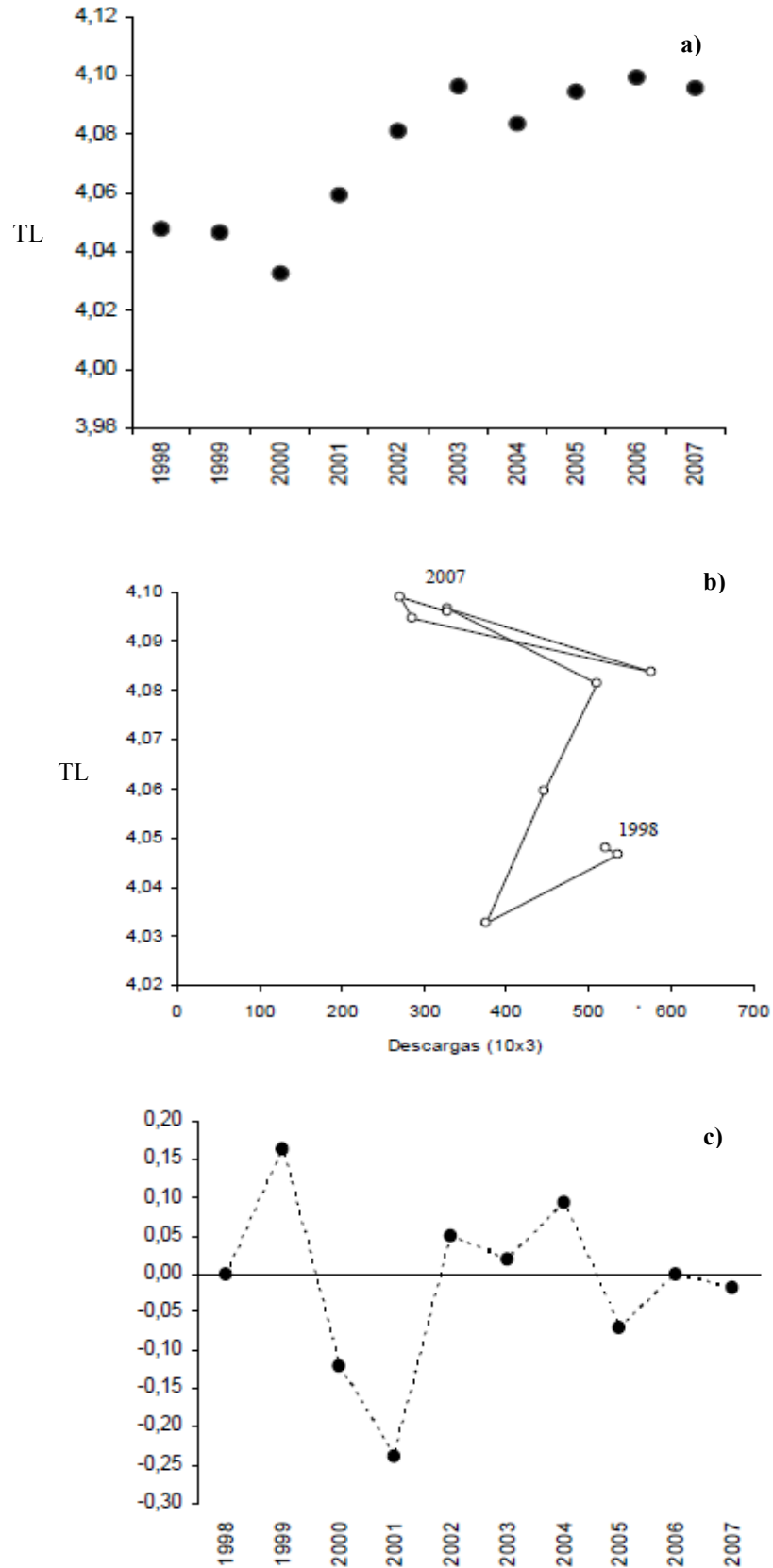


Figura 42 a) Tendencia del >3.25ITM. **b)** Plot >3.25ITM vs. Capturas. **c)** FiB para la pesca de bajura en la Zona V-Fisterra. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

El análisis por especies pone de manifiesto de algunos crustáceos como erizo, o especies de peces como merluza y rape, lo que explicaría, en estos dos últimos casos, el incremento de la ratio de nivel trófico medio de las descargas tanto en la pesca de bajura como de litoral. De las especies que presentan una disminución de la PPR son, principalmente, bígaro, congrio, faneca y pulpo.

Tabla 48 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona V-Fisterra por categorías y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Abadejo	11.003,56	2.590,4903	12.010,80	2.827,6177
Bígaro	19.478,40	40,8698	4.460,98	9,3601
Caballa	18.348,60	1.366,0031	13.420,40	999,1121
Calamar europeo	1.879,90	49,6573	543,92	14,3676
Carrapicho	0,00	0,0000	1.383,80	0,2306
Congrio	42.261,30	13.733,8279	20.307,14	6.599,2945
Erizo	46.913,40	156,0076	68.560,20	227,9926
Faneca	33.459,42	2.994,7954	16.457,44	1.473,0281
Fideo de mar	0,00	0,0000	158,60	0,0026
Gallano moteado	11.220,30	219,7117	9.523,26	186,4809
Jurel	33.107,40	2.408,6507	29.364,40	2.136,3376
Merluza	46.108,87	23.207,7612	62.797,97	31.607,8052
Muergo	10.235,40	17,0590	2.094,20	3,4903
Navaja	13.407,60	56,1306	9.826,90	41,1401
Nécora	2.987,64	19,8233	3.099,40	20,5649
Pulpo	298.902,63	62.716,0194	225.968,25	47.412,8620
Raya	28.810,10	4.585,5720	20.469,92	3.258,1036
Rape	11.588,90	5.968,8541	28.755,92	14.810,7147
Sardina	8.321,80	56,5023	7.282,80	49,4478
Sargo común	12.993,80	376,3439	8.281,80	239,8686
Algas	0,00	0,0000	1.720,80	0,0287
Crustáceos	78.228,20	391,7327	96.494,30	519,3275
Cefalópodos	8.314,96	219,6387	738,72	19,5132
Especies <3.25	48.112,52	873,4735	32.762,36	598,7202
Especies >3.25	448.570,43	7,4762	337.142,21	177.689,5465
Invertebrados	0,00	0,0000	158,60	0,0026
Moluscos (s/mejillón)	28.472,86	53,2451	6.895,66	12,1738

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

8.6.6. Zona VI-Costa da Morte

La zona VI-Costa da Morte comprende las lonjas de Baldaio, Caión, Camariñas, Corme, Laxe, Malpica, Muxía y Río Anllóns. Ocupa el 6º lugar en cuanto al volumen total de capturas procedentes de la pesca de bajura con una media anual de 4 millones, contribuyendo con el 8,7% de las capturas totales.

La reconstrucción estadística de las capturas de la flota de bajura permite observar un descenso del 15,5% (0,6 millones de kg.) de las descargas entre 1998-2007. El ITM indica la presencia del fenómeno *fishing down marine food webs* en la zona. La pesca de bajura sufre una disminución del nivel trófico de las capturas de $TL=4.19$ a $TL=4.09$, es decir, una ratio de declive de 0.0943 por década (Figura 43a-b). En el caso de la pesca de litoral, hay que distinguir entre la tendencia del índice con y sin jurel, ya que si bien en ambos escenarios se produjo una reducción de las descargas de los niveles tróficos superiores, los resultados pueden diferir ostensiblemente. En el primer caso, presenta un descenso que osciló entre $TL=3.87$ y $TL=3.84$, esto es, un declive 0.0335 por década⁻¹, mientras que en el segundo, sin jurel, descendió de $TL=3.75$ a $TL=3.74$, una caída del nivel trófico de 0.0096 por década.

En lo que se refiere al FiB, los resultados indican la existencia de dos etapas claramente diferenciadas. La primera, que abarca desde 1998 hasta 2002, marcada por fuertes fluctuaciones y con una caída significativa tanto en la pesca de bajura como en litoral, debido a la disminución general de las capturas de cefalópodos (las descargas de pulpo se redujeron un 50% en Camariñas y Malpica) y pelágicos (caballa y jurel). Una segunda etapa, que abarca 2003-2007, se caracteriza por el incremento destacado de las descargas, lo que sugiere la búsqueda de explotación de nuevos recursos y posiblemente la existencia de una situación, complementaria a la ya expuesta, de sobreexplotación de los peces de niveles superiores (Figura 43c). Por último, la Tabla 49 presenta los resultados de la PPR para las capturas de la flota de bajura en la Zona VI-Costa da Morte, apreciando un incremento de la PPR de los crustáceos y las especies de $TL < 3.25$ y especies de $TL > 3.25$, así como un revelador aumento de la PPR para las capturas de moluscos. Los resultados también advierten del descenso de la PPR para las capturas correspondientes a los cefalópodos y de invertebrados.

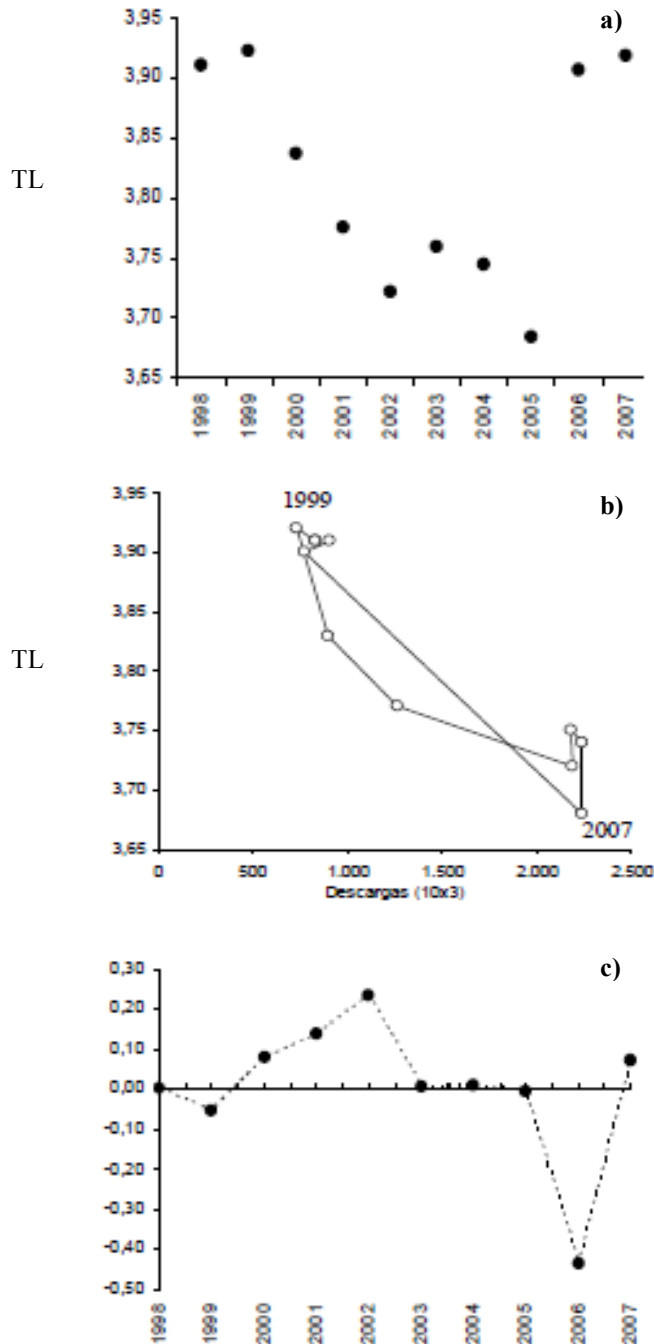


Figura 43 a) Tendencia del >3.25ITM. b) Plot >3.25ITM vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la zona VI-Costa da Morte. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

A pesar de que las capturas de las especies de $TL^{>3.25}$ prácticamente se redujeron a la mitad, ha aumentado la PPR, debido a que en el último período los pescadores han capturados especies que, en promedio, tienen niveles tróficos superiores.

Tabla 49 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona VI-Costa da Morte por categorías y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Abadejo	39.516,10	6.201,9972	50.042,48	7.854,0980
Boga	146.126,65	1.623,6295	89.206,54	991,1838
Caballa	1.001.482,80	49.705,1038	516.784,60	25.648,8002
Congrio	148.497,34	32.171,8596	61.261,22	13.272,2066
Dentón	19.815,40	6.962,4219	8.853,00	3.110,6271
Erizo	112.663,20	249,7696	173.909,60	385,5503
Faneca	73.495,84	4.385,5114	32.098,94	1.915,3502
Globito	8.745,00	153,9988	4.860,74	85,5973
Jurel	3.354.044,20	162.677,0439	1.358.864,20	65.907,3041
Maragota	31.304,24	408,6586	26.932,88	351,5931
Merluza	118.001,98	39.595,5856	306.608,52	102.882,5475
Navaja	5.047,60	14,0878	5.163,20	14,4104
Nécora	15.072,00	33,4140	12.390,00	27,4681
Percebe	80.771,50	897,4611	69.946,82	777,1869
Pulpo	515.723,70	72.139,7413	366.427,80	51.256,1410
Rape blanco	12.251,20	4.206,6475	33.330,60	11.444,6001
Raya	76.534,96	8.121,1466	47.369,90	5.026,4337
Salmonete de roca	39.516,10	6.201,9972	50.042,48	7.854,0980
Sardina	2.177.712,78	9.857,3026	3.294.403,75	14.911,9457
Crustáceos	29.954,42	99,9991	35.475,20	135,8884
Cefalópodos	37.225,44	655,5372	23.706,46	41,7469
Especies ^{<3.25}	2.411.614,63	2.384,0276	3.423.821,40	3.390,5378
Especies ^{>3.25}	5.518.471,60	940.352,2928	2.888.370,54	991.768,6986
Moluscos	279.386,66	491,9978	600.118,58	1.330,4378

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

El análisis por especies pone de relieve el incremento de la PPR de abadejo, erizo, juliana, merluza, y sardina, mientras que la PPR ha descendido, principalmente, en especies como boga, caballa, congrio, dentón, faneca, jurel, pulpo y raya.

8.6.7. Zona VII-A Coruña-Ferrol

La zona de A Coruña-Ferrol incluye las lonjas de A Coruña, Barallobre, Ferrol, Miño, Mugardos, Pontedeume y Sada, y ocupa el 2º lugar en el ranking de capturas procedentes de la pesca de bajura en el período 1998-2007, con valores que oscilan entre el 17,3% del total de capturas en toda Galicia.

La trayectoria del >3.25ITM parece indicar la presencia del fenómeno *fishing down marine food webs* en la zona, tanto en la pesca de bajura como de litoral.

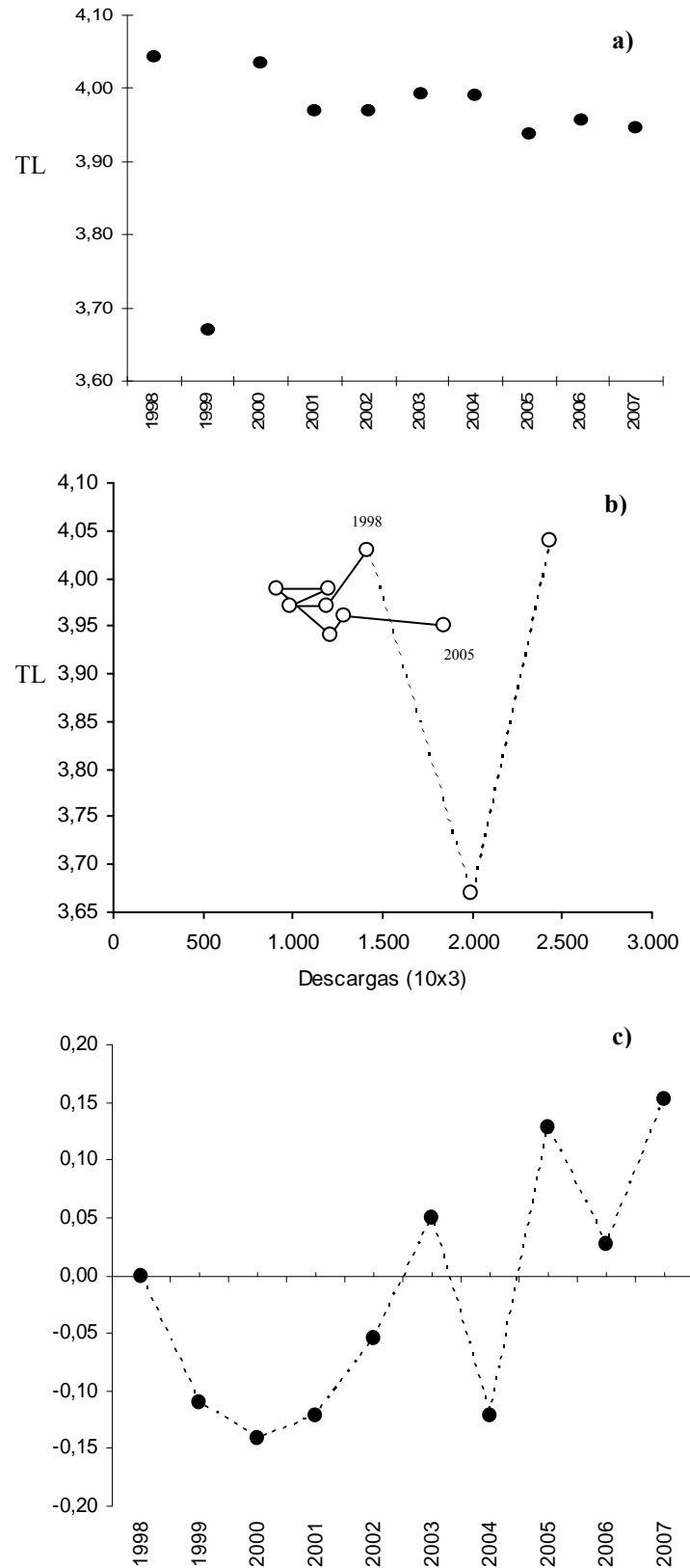


Figura 44 a) Tendencia del $>3.25ITM$. b) Plot $>3.25ITM$ vs. Capturas. c) FiB para la pesca de bajura en la Zona VII- Coruña-Ferrol. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

La pesca de bajura sufre una disminución del nivel trófico de las capturas de TL=4.04 a TL=3.95, es decir, una ratio de declive de 0.0975 por década (Figura 44a-b). Por su parte, la pesca de litoral en esta zona es la presenta la mayor ratio de declive de toda Galicia, con una reducción de las descargas de los niveles tróficos superiores de TL=3.73 y TL=3.33, esto es, un declive 0.4007 por década.

En lo que se refiere al FiB, los resultados indican la existencia de dos etapas claramente diferenciadas. La primera, que abarca desde 1998 hasta 2003, marcada por un fuerte carácter no sostenible, seguido de un período de intensificación de nuevas especies con anterioridad no explotadas. Los resultados indican la existencia de dos etapas claramente diferenciadas (Figura 44c).

Tabla 50 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona VII- Coruña-Ferrol por categoría y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Almeja babosa	473.416,98	993,3278	215.101,44	451,3278
Berberecho	51.390,28	107,8275	80.116,74	168,1017
Boga	96.309,96	1.605,1660	62.604,07	1.043,4011
Caballa	478.709,00	35.638,5760	259.902,93	19.349,0626
Carbonero	56.904,40	5.333,2826	23.817,00	2.232,2139
Cigala	603.386,68	4.003,5427	843.347,80	5.595,7134
Congrio	352.126,20	114.431,8949	206.170,39	67.000,0358
Jurel	1.518.152,60	113.022,3095	973.435,40	70.819,9940
Melgacho	102.492,40	8.366,4344	23.254,00	1.898,2194
Merluza	362.541,40	182.476,2541	379.236,67	190.876,4057
Percebe	44.368,38	739,4730	77.006,78	1.283,4463
Pota costera	704.172,60	18.600,6393	701.653,00	18.534,0844
Pulpo	427.375,20	89.672,2499	312.263,15	65.519,3358
Pulpo blanco	145.127,40	30.450,7620	140.585,80	29.497,8394
Rape	141.647,40	72.955,3855	154.089,85	79.363,8617
Róbalo	93.643,80	9.623,3832	68.758,77	7.066,0527
Sardina	3.514.471,26	65.721,6935	2.878.220,09	53.823,6009
Serrán cabra	165.058,60	6.158,6696	242.588,08	9.051,4510
Crustáceos	621.067,98	5.187,8557	907.991,46	7.584,5621
Cefalópodos	1.274.208,20	33.658,0650	1.095.838,75	28.946,4563
Especies <sup>3.25	3.785.655,82	109.645,2636	3.077.155,07	89.124,7292
Especies >sup>3.25	1.623.713,85	340.689,1045	1.205.225,04	252.881,4404
Mejillón	12.060.290,85	20.100,4847	9.888.498,98	16.480,8316
Moluscos (s/mejillón)	704.335,52	162.042,2772	566.388,68	130.305,6703

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

La primera, que abarca desde 1998 hasta 2003, marcada por la explotación con un fuerte carácter no sostenible, seguido de un período de intensificación de nuevas especies con anterioridad no explotadas.

Por último, el análisis de la capacidad de carga a través de la medición de la PPR de la Ría de A Coruña-Ferrol revela un descenso de las capturas en la zona durante el período 1998-2007, al pasar de un valor medio de 844 mil kg. en 1998-2001 a 755 mil kg. en 2002-2007.

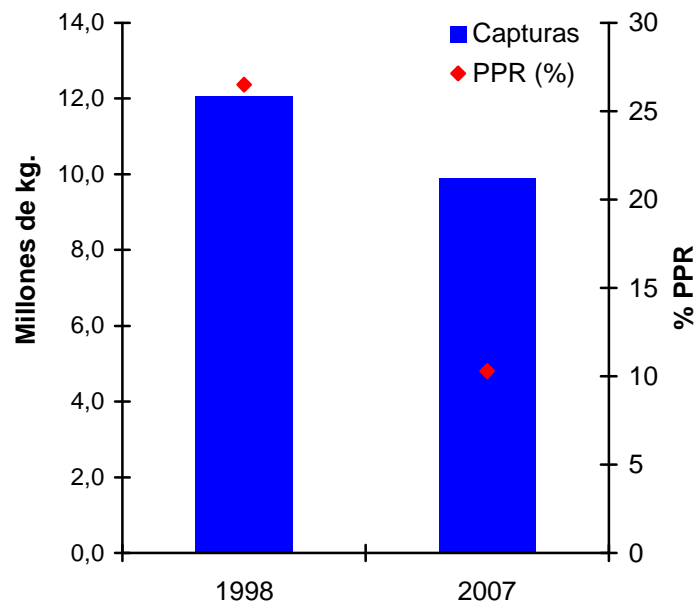


Figura 45 Capturas vs. Estimaciones de la PPR para la pesca de bajura en la zona de A Coruña-Ferrol.
Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia y Bode y Varela (1998).

Esta reducción en las capturas ocasionó, como ya mencionamos, un descenso generalizado de la PPR en la mayoría de las categorías de especies examinadas (Tabla 50). En esta línea, la Figura 45 documenta la relación entre las capturas y la capacidad de carga de la Ría medida en términos de PPR para esas capturas. Las estimaciones realizadas parecen indicar una reducción de la PPR que ha pasado del ~26,5% de la PPN total en 1998 al ~10,3% en 2007.

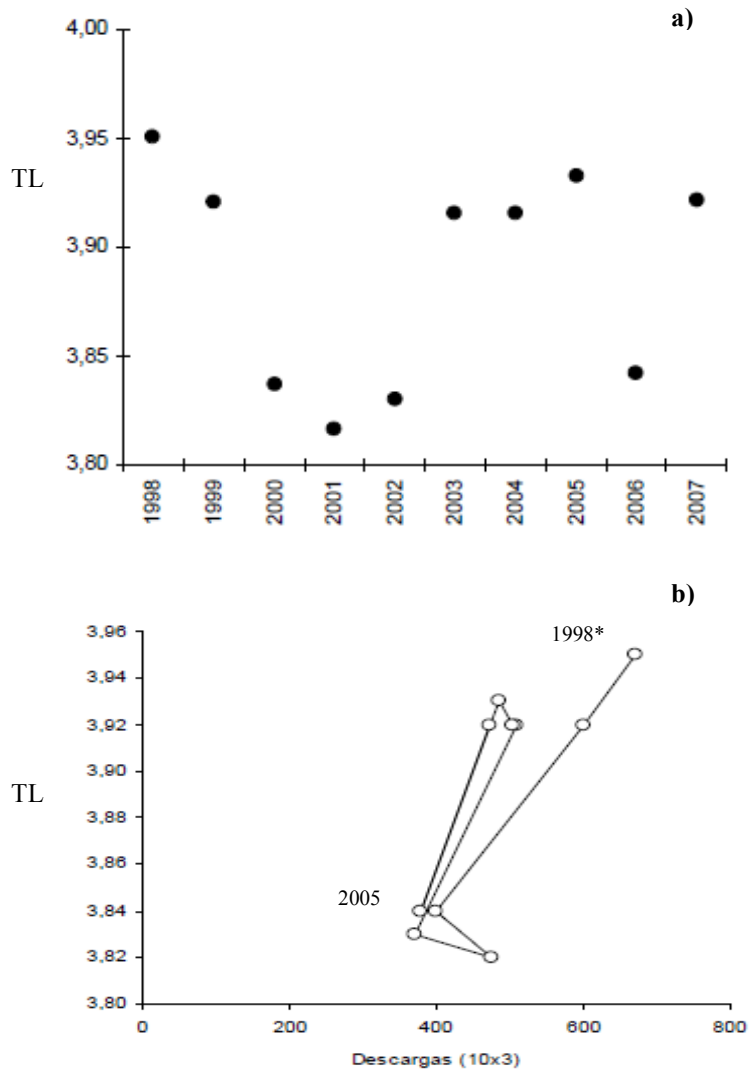
Esta disminución no significa, necesariamente, una menor presión sobre la capacidad de carga de la zona, ya que el menor volumen de capturas totales sumado a la fuerte caída de las capturas de las especies de $TL > 3.25$, origina una menor PPR por parte de la flota en la zona. Esto sucede bien (i) porque la mayor parte de los recursos demersales se encuentran en una situación cercana a la sobreexplotación, lo que ha provocado, desde entonces, que se continúe explotando un recurso sometido a una excesiva presión, o bien (ii) porque incluso manteniendo el nivel de esfuerzo al límite de la capacidad de carga del ecosistema, un incremento de la PPN, como sucede en esta Ría, no permite visualizar con claridad las causas de este descenso de la PPR. Es decir, el incremento de la PPB puede estar ocultando un esfuerzo pesquero subóptimo, en el que las embarcaciones estarían ejerciendo una mayor presión sobre los recursos. Se desconocen, en todo caso, las causas que estén ocasionando este comportamiento ascendente de la PPB en la Ría, ya que, como se mencionó para la Ría de Vigo, factores como la mayor o menor nubosidad, el momento del día de la observación de la PP, o incluso los efectos del cambio climático, podrían afectar las mediciones de clorofila.

8.6.8. Zona VIII-Cedeira

La zona VIII-Cedeira incluye las lonjas de Cariño, Cedeira, Espasante y Valdoviño, y ocupa el 8º puesto con el 3,9% del total de capturas de la flota de bajura y una media anual de 1,8 millones de kg. En el período 1998-2007, esta zona presenta un descenso de las descargas de 0,5 millones de kg., lo que supone un 23,4%.

La composición de las capturas refleja un predominio de especies de los niveles tróficos superiores, en particular caballa, jurel, merluza, y rape, que en conjunto representan en torno al 45-36% del volumen total. Sin embargo, el peso de estas especies se redujo del 60,4% al 53% en los últimos diez años, mientras que los crustáceos, moluscos y las especies de los niveles más bajos de la cadena trófica apenas

sufrieron modificaciones en términos absolutos aunque ganaron terreno en términos relativos.



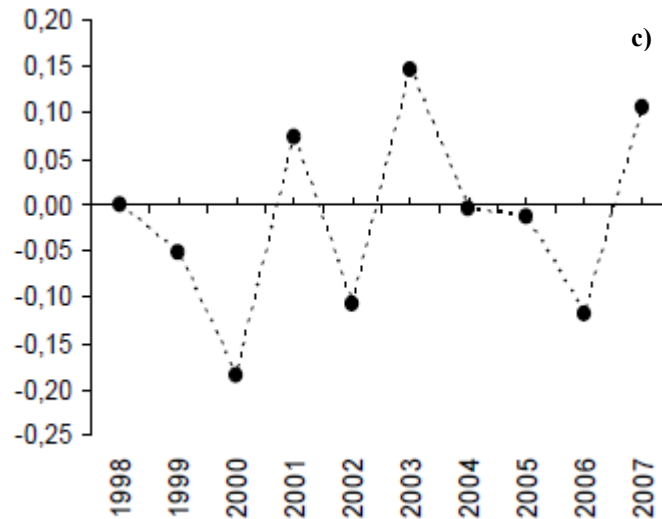


Figura 46 a) Tendencia del >3.25ITM. **b)** Plot >3.25ITM vs. Capturas. **c)** FiB para la pesca de bajura en la Zona VIII-Cedeira. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Respecto a los resultados del cómputo del 3.25ITM, se observa una tendencia decreciente tanto en lo que a la pesca de bajura, de TL=3.95 a TL=3.92, como a la pesca de litoral, de TL=3.84 a TL=3.78, con una ratio de declive de 0.1084 y 0.0375 de por década respectivamente (Figura 46a-b). En consecuencia, la Figura ilustra el fenómeno de *fishing down marine food webs* con una trayectoria semejante en ambos casos, siendo particularmente intenso en el período 1998-2002 y 2003-2007. El descenso del nivel trófico de las capturas se debe a la disminución de las capturas de rape, abadejo y faneca. Otra manera de identificar y validar la existencia de este proceso es a través de la relación (Plot) entre la evolución de las capturas y el índice trófico marino (Figura 46b).

La serie temporal que resulta del cálculo del índice balance de pesquerías sugiere una tendencia muy similar en la pesca de bajura y litoral, mostrando una evolución con fluctuaciones importantes en todo el período, y con un pronunciado descenso desde 2004 hasta la actualidad, lo que indica el carácter no sostenible de la explotación pesquera en esta zona (Figura 46c). Por último, la Tabla 51 presenta los resultados obtenidos para la PPR de las capturas en la zona VIII-Cedeira.

Tabla 51 Productividad primaria requerida para las capturas de la Zona VIII-Cedeira por categoría y especies principales

Nombre especies	Capturas	PPR	Capturas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Abadejo	25.785,84	6.070,5779	28.836,94	6.788,8767
Aligote	18.163,62	914,2209	14.120,66	710,7285
Boga	37.194,51	252,5385	4.458,39	30,2710
Caballa	224.814,20	16.736,8024	322.514,00	24.010,2853
Calamar europeo	787,22	20,7943	1.229,54	32,4782
Centolla	3.705,40	12,3221	4.014,80	13,3510
Choco	17.597,60	1.167,6218	13.570,00	900,3857
Congrio	66.557,88	21.629,5871	34.852,16	11.326,0493
Faneca	19.859,78	1.777,5556	10.818,22	968,2880
Gallano moteado	9.321,88	182,5376	8.649,94	169,3799
Jurel	493.215,00	35.882,6927	258.338,60	18.794,8148
Merluza	62.718,27	31.567,6906	46.950,46	23.631,3535
Rape	64.134,37	33.032,3579	74.370,00	38.304,2093
Percebe	87.684,88	1.461,4147	91.343,90	1.522,3983
Pez de San Pedro	10.398,20	5.480,3326	19.382,20	10.215,3163
Pulpo	210.820,08	13.988,1643	197.179,62	13.083,1034
Raya	9.147,40	1.455,9499	25.044,54	3.986,2250
Róbalo	27.925,58	2.869,7955	25.057,44	2.575,0487
Sardina	1.010.561,68	18.897,8142	872.063,48	16.307,8553
Sargo común	10.454,80	70,9847	9.072,80	61,6013
Crustáceos	120.820,46	803,7118	121.226,68	678,7299
Cefalópodos	142.111,34	3.753,8549	133.068,22	2.217,8037
Especies < ^{3.25}	1.082.533,43	12.023,7536	901.157,41	7.973,5075
Especies > ^{3.25}	1.516.612,65	100.629,0615	1.274.060,39	84.535,4295
Moluscos	4.676,86	18,9460	14.143,50	86,3288

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

El análisis comparativo de los períodos 1997-2001 y 2002-2007 muestra que la PPR disminuyó en todas las categorías de especies, con excepción de los moluscos, que experimentaron un fortísimo incremento de la PPR. Esto explica, en parte, el efecto compensatorio del declive de las especies de niveles tróficos superiores, lo que confirma, por esta otra vía de la capacidad de carga, el proceso de *fishing down marine food webs*. Las especies que redujeron la PPR han sido congrio, faneca, jurel, merluza, pulpo, robaliza., sardina y sargo común. Por el contrario, la PPR ha aumentado en especies como la caballa, centolla, lura, percebe, rape, raya, sanmartiño.

8.6.9. Zona IX-A Mariña-Lucense

La zona ecogeográfica IX-Mariña lucense comprende los puertos y lonjas de Burela, Celeiro, O Barqueiro, O Vicedo, Ribadeo, San Cibrao y Viveiro. Esta área ocupa el 5°

lugar de todas las zonas en cuanto a descargas de la flota de bajura en Galicia, con el 10,4% del volumen total y una media anual de 4,8 millones de kg. La reconstrucción estadística que realizamos para las capturas de la flota de bajura indica un crecimiento de las mismas que oscila en torno al 9,8%, al pasar de 4,5 millones de kg. a 5 millones.

En lo que respecta a los resultados de la aplicación del $>3.25ITM$, la zona de la Mariña presenta los indicios del proceso de *fishing down marine food webs*, con una tendencia decreciente entre 1998-2007 en la pesca de bajura y litoral. La pesca de bajura, entre 1998-2006, ha pasado del nivel trófico $TL=4.07$ a $TL=4.03$, con una ratio de declive de 0.0331 por década (Figura 47a-b), y la pesca de litoral del $TL=3.77$ a $TL=3.73$, con una ratio de 0.0417 por década entre 2000-2006.

La relación del $>3.25ITM$ vs. capturas valida estos resultados al observarse una acusada reducción del nivel trófico medio de las capturas -en particular entre 1998-2002- a pesar del incremento de las mismas a lo largo del período (Figura 47b)⁶⁶. Por su parte, la aplicación del FiB indica que la pesca de bajura y litoral siguen dos tendencias contrapuestas.

Mientras la primera presenta un nivel de explotación en términos ecológicos relativamente satisfactorio –excepto en la primera parte del período-, en la pesca de litoral se advierten fluctuaciones que no siguen un patrón de explotación característico determinado, con cambios que parecen indicar un mayor volumen de capturas de las especies cuyo hábitat se encuentra más allá de la isóbata de los 150 m de profundidad⁶⁷ (Figura 47c) (Basanta, com. per., Míguez, com.per.).

⁶⁶ Esta evolución se confirma tanto en la pesca de bajura como de litoral.

⁶⁷ Sobre todo la pesquería de bonito, caballa, jurel, y en menor medida merluza, conforman todas ellas pesquerías tradicionalmente explotadas en el Cantábrico Noroeste (Basanta, com.pers.).

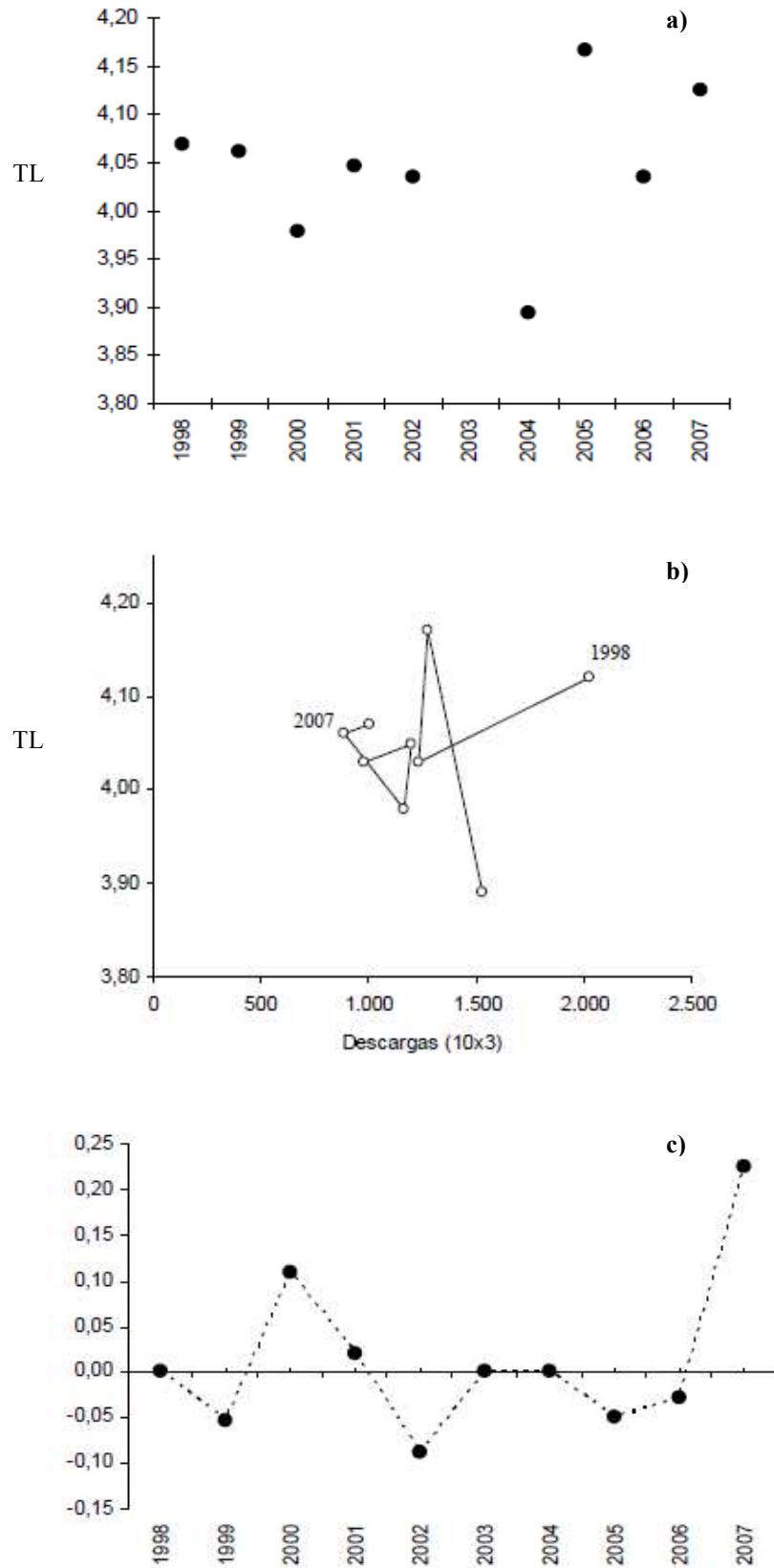


Figura 47 a) Tendencia del >3.25ITM. **b)** Plot >3.25ITM vs. Capturas. **c)** FiB para la pesca de bajura en la zona XI-A Mariña-lucense. Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Esta dependencia de la explotación de especies pelágicas, que por naturaleza presentan una elevada variabilidad en el reclutamiento y por ende en su abundancia, validaría los resultados obtenidos en la aplicación del FiB (Basanta, com. pers.). Finalmente, la Tabla 52 muestra los resultados del cálculo de la capacidad de carga en términos de PPR para las capturas de la zona IX- Mariña-lucense.

Tabla 52 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de la Zona IX-A Mariña -lucense por categoría y especies principales

Nombre especies	Descargas	PPR	Descargas	PPR
	(Kg.)	(10x ¹² gC)	(Kg.)	(10x ¹² gC)
	1997-2001 (media)		2002-2007 (media)	
Abadejo	23.402,99	5.509,5994	42.831,45	10.083,5058
Caballa	1.714.456,16	127.636,5726	3.544.257,01	263.860,2422
Congrio	162.735,04	52.884,6715	365.286,52	62.299,1891
Coquina	11.815,24	312,0982	1.674,64	44,2354
Dorada	19.762,04	599,3500	43.489,48	1.318,9641
Faneca	60.725,00	5.435,2090	36.137,98	3.234,5407
Gallo	128.551,41	10.493,6265	101.348,72	8.273,0759
Jurel	4.334.318,30	322.678,1449	3.769.181,44	280.605,2511
Melgacho	38.855,40	3.171,7582	35.006,79	2.857,5974
Merluza	450.036,05	226.514,5244	453.746,11	228.381,8912
Percebe	21.270,62	354,5103	10.206,48	170,1080
Pota costera	25.724,90	679,5202	106.591,91	2.815,6131
Pulpo	230.701,97	48.406,0963	300.409,05	63.032,0978
Pulpo blanco	44.818,29	9.403,8136	38.452,55	8.068,1483
Rape	88.220,87	45.438,0937	104.377,43	53.759,5157
Saboga	45.848,82	76,4147	127.484,02	212,4734
Sardina	1.308.171,09	24.463,2018	2.279.174,68	42.621,2674
Tintorera	97.179,72	28.146,4991	31.755,19	9.197,3671
Crustáceos	51.425,95	290,4230	55.259,88	192,4238
Cefalópodos	42.316,83	1.117,7942	134.478,88	3.552,2443
Especies ^{<3.25}	1.363.962,26	25.506,5139	2.422.309,31	45.297,9290
Especies ^{>3.25}	7.994.019,34	2.111.611,1386	9.623.502,82	2.852.212,8189
Moluscos	28.428,06	84,2551	19.285,26	58,4890

Fuente: Elaboración propia a partir de Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a), MMAMM (2009) y PescadeGalicia.

Las estimaciones realizadas sugieren un incremento de la PPR en la mayoría de las categorías de especies como crustáceos, las especies de TL>3.25, pero muy particularmente en los cefalópodos que presenta valores casi cuatro veces superiores, y las especies de TL<3.25 especies que también duplica la PPR en los últimos años. Por especies, destaca el incremento de la PPR en abadejo, congrio, pulpo, rape, saboga y especialmente acentuado en la caballa, dorada, pota pequeña, y sardina.

8.7. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS RATIOS DE DECLIVE

Una vez realizada la aplicación de los indicadores de sostenibilidad y de la capacidad de carga, resulta interesar efectuar un examen comparativo de las ratios de declive ya expuestas con lo que acontece en otros ecosistemas marinos en los Hemisferios Norte y Sur.

El declive del $>3.25ITM$ en las zonas ecogeográficas de Galicia no se produjo en todos los años ni en todas las zonas con la misma intensidad. Las ratios de declive para la pesca de bajura son: Ría de Vigo 0.2388 por década, Ría de Arousa 0.0419 por década, Ría de Muros 0.0986 por década, Costa da Morte 0.0943 por década, Ría de A Coruña-Ferrol 0.0975 por década, Cedeira 0.1084 por década, y A Mariña-lucense 0.0331 por década. La Ría de Pontevedra presenta una tendencia no clara y la zona de Fisterra, por el contrario, es la única área ha incrementado el nivel trófico medio a una ratio de 0.0484 por década.

Las ratios de declive del $>3.25ITM$ para el conjunto de la pesca artesanal en Galicia –incluida la pesca de bajura y litoral- son: Ría de Vigo 0.1432 por década, Ría de Pontevedra 0.0545 por década, Ría de Arousa 0.0222 por década, Muros 0.0733 por década, Costa da Morte 0.0335 por década, Ría de A Coruña-Ferrol 0.4007 por década, Cedeira 0.0375 por década y A Mariña-lucense 0.0417 por década. Nuevamente, la zona ecogeográfica de Fisterra experimenta un crecimiento del nivel trófico medio a razón de 0.0411 por década.

Estos resultados evidencian que, a pesar de las particularidades que caracterizan a la pesca de bajura gallega, los ecosistemas marinos no se comportan de manera significativamente diferente que en el resto del mundo, al menos en lo que respecta a la aplicación de indicadores de sostenibilidad (Tabla 53).

Tabla 53 Comparación de las ratios de declive del nivel trófico medio [†]

Hemisferio Norte	Período	Ratio de declive		Fuente
Aguas mediterráneas		0.150		Pinnegar <i>et al.</i> (2003)
Canadá				
Costa este Canadá	1950-1995	0.100		Pauly <i>et al.</i> (2001)
Costa oeste Canadá	1895-1995	0.032		Pauly <i>et al.</i> (2001)
Galicia				
A Coruña-Ferrol [•]	1998-2007	0.0975 [§]	0.4007 [*]	Este estudio
A Mariña lucense [•]	1998-2007	0.0331 [§]	0.0417 [*]	Este estudio
Cedeira [•]	1998-2007	0.1084 [§]	0.0375 [*]	Este estudio
Costa da Morte [•]	1998-2007	0.0943 [§]	0.0335 [*]	Este estudio
Muros [•]	1998-2007	0.0986 [§]	0.0733 [*]	Este estudio
Ría de Arousa [•]	1998-2007	0.0419 [§]	0.2222 [*]	Este estudio
Ría de Pontevedra [•]	1998-2007	Tendencia no clara [§]	0.0545 [*]	Este estudio
Ría de Vigo [•]	1998-2007	0.2388 [§]	0.1432 [*]	Este estudio
EE.UU.				
Golfo de California		0.400		Sala <i>et al.</i> (2004)
Grecia	1964-1997	0.100		Stergiou y Koulouris (2000)
Islandia	1990-1999	0.004		Valtysson y Pauly (2000)
Portugal (salvo Azores y Madeira)	1970-2006	0.005		Baeta <i>et al.</i> (2009)
Hemisferio Sur				
Argentina	1950-2007 ¹	0.043		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Bahía Blanca	1989-2007	0.152		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Comodoro Rivadavia	1989-2007	0.019		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Mar del Plata	1989-2007	0.098		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Necochea	1989-2007	0.258		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Puerto Deseado	1989-2007	0.020		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Puerto Madryn	1989-2007	0.028		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
San Antonio Este	1989-2007	0.023		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
San Antonio Oeste	1989-2007	0.119		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Rawson	1989-2007	0.004		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Ushuaia	1989-2007	0.121		Villasante <i>et al.</i> (2009a)
Chile				
Costa central de Chile	1992-1998	0.150		Arancibia y Neira (2005)
India				
Goa	1973-1993	0.024		Bathal y Pauly (2008)
West Bengal	1967-1993	0.031		Bathal y Pauly (2008)
Andhra Pradesh	1968-1993	0.036		Bathal y Pauly (2008)
Lakshadweep	1965-1993	0.055		Bathal y Pauly (2008)
Andaman y Nicobar Islands	1950-1993	0.076		Bathal y Pauly (2008)
Gujarat	1961-1993	0.120		Bathal y Pauly (2008)
Pondicherry	1955-1993	0.123		Bathal y Pauly (2008)
Tamil Nadu	1956-1993	0.128		Bathal y Pauly (2008)
Tailandia				
Golfo de Tailandia	1963-1982	0.100		Christensen (1998)
Uruguay				
ZCP Argentina-Uruguay	1989-2003	0.280		Jaureguizar y Milessi (2008)
Mundial		0.100		Pauly <i>et al.</i> (1998)

[†] Para la constatación del incremento de las descargas medias utilizando los niveles tróficos, se puede consultar Pérez-España *et al.* (2005). [§] Ratios de declive para la pesca de bajura. ^{*} Ratios de declive para la pesca de litoral. [•] Período de declive: A Coruña-Ferrol (pesca de bajura: 1998-2007; pesca de litoral: 1999-2007), Cedeira (1998-2007; 1998-2007), Costa da Morte (1998-2007; 1998-2007), Fisterra (1998-2007; 1998-2007), Mariña (1998-2005; 2000-2006), Muros (1998-2007; 1998-2006), Ría de Arousa (2000-2007; 1999-2007), Ría de Pontevedra (2001-2007) y Ría de Vigo (1999-2005; 1999-2007). ¹ Para el período 1990-2006, que coincide con la etapa de mayor crecimiento del sector pesquero en Argentina, la ratio de declive fue de 0.072 por década⁻¹. Fuente: Elaboración propia.

Lo que debe estudiarse con exhaustividad es el por qué de la distinta intensidad y las diversas causas específicas del declive del índice trófico marino en cada una de las zonas examinadas. Al menos en el caso de Galicia, los cambios en la abundancia

relativa de los ecosistemas de las rías no se producen únicamente por la actividad de la pesca, sino que contribuyen de forma importante -y en algunos casos de forma dramática como las mareas negras- (García-Negro *et al.*, 2008; 2009), otros factores causantes del deterioro de los ecosistemas del litoral gallego, como la conversión de hábitat (el desarrollo costero, puertos exteriores, crecimiento desmesurado del urbanismo, desarrollos turísticos o industriales) o la degradación del mismo (contaminación en sus diversas manifestaciones, y en particular las mareas negras, o la invasión de especies) y la rápida expansión de algunos tipos de instalaciones de acuicultura.

Todos estos factores están contribuyendo, de alguna manera u otra, al importante deterioro de estos ecosistemas. Cabe destacar que la mera comparación de las ratios de declive de los ecosistemas señalados no aporta mayor argumentos a sus causas, en la medida en que una ratio de declive relativamente baja en un ecosistema dominado casi en exclusividad por especies de $TL > 3.25$ y donde no existirían, en principio, otros recursos disponibles para explotar, puede ocasionar efectos ecológicos más graves que en otras zonas donde la ratio sea superior pero se observe una mayor diversidad, y viceversa.

Por lo demás, la demostración de que el fenómeno de *fishing down marine food webs* se hace más visible después de excluir las especies de $TL < 3.25$ implica que no obedece a los efectos de “*bottom-up*” que posibilitan un incremento de la productividad primaria (Caddy *et al.*, 1998; Caddy *et al.*, 2000). Igualmente, este trabajo demuestra que el proceso no se debe, al menos en el caso de la pesca de bajura y litoral de Galicia, a la sucesiva adición de especies de niveles tróficos más bajos de la cadena trófica en pesquerías multiespecíficas (Essington *et al.*, 2006).

Interpretaciones adicionales pueden extraerse de las tendencias observadas a través de la relación entre las descargas y la tendencia de la media de los niveles tróficos. Los 9 ecosistemas examinados en los que se muestra la relación entre las descargas y la evolución del nivel trófico, presentan un patrón común, tal y como estipula la teoría de *fishing down marine food webs*. Esto es, el valor máximo de las descargas se produce, necesariamente, cuando tiene lugar un incremento de los desembarcos de las especies de niveles tróficos inferiores. También se debe tener en cuenta que, al igual que sucede con la tendencia global de las pesquerías mundiales, un descenso de las capturas acompañado de una reducción del nivel trófico medio implicaría un posible colapso de los ecosistemas analizados, a pesar de que requiere de una mayor investigación sobre las implicaciones de esas observaciones (Pauly y Watson, 2005).

Estos resultados pueden estar asociados al nivel de sobreexplotación de los recursos en el litoral gallego. Este escenario ya ha sido correctamente diagnosticado y bien documentado en las pesquerías artesanales de Galicia en el Siglo XX (Quiroga, 1961; González Laxe, 1982; López Veiga *et. al.*, 1993), por lo que en la actualidad y en función de los informes científicos disponibles, parece más que razonable que estemos sufriendo problemas de similar naturaleza, al menos en lo que se refiere a las principales especies comerciales pelágicas y demersales.

En cualquier caso, lo verdaderamente relevante es que la utilidad del indicador no se basa en un cierto valor, p.e., el 3.25ITM o 3.72, sino que es la presencia de una tendencia decreciente lo que en última instancia determina la salud de un ecosistema, ya que la sostenibilidad de la pesca debe implicar la noción de permanencia de las entidades analizadas. Es así como la observancia de una tendencia descendiente del TL en un ecosistema indica la ausencia de sostenibilidad y la necesidad de intervención o mejora de los mecanismos de gestión por parte de las autoridades responsables. Por

tanto, basado en este estudio, se requiere en un principio, una mayor comprensión y conocimiento de los ecosistemas marinos. Los modelos ecosistémicos pueden ser empleados en la búsqueda de diferentes opciones de política pesquera. Así, por ejemplo, Christensen y Walters (2004) demostraron, para el Golfo de Tailandia, cómo la modelización de los ecosistemas sirve para explorar los posibles escenarios, incorporando las necesidades, problemas y objetivos ecológicos, económicos y sociales.

Este tipo de escenario podría originar, a corto y medio plazo, la escasez de oferta de pescado capturado en las rías, lo que presumiblemente incrementará la competencia y el potencial conflicto entre los pescadores. Por ello se debe, en consonancia con el nuevo “*paradigma*” de conservación de los ecosistemas imperante en la ciencia pesquera (Hilborn, 2007), establecer de manera clara la prioridad de los objetivos ecológicos, económicos y sociales de gestión. Así, con el objeto de realizar un uso sostenible de los recursos pesqueros, cobran especial importancia otros elementos como la intervención de los agentes del sector en el proceso de toma de decisiones a nivel local, y el incremento del conocimiento acerca de cómo estos agentes operan en el mercado pesquero, con particular énfasis en los programas de educación.

8.8. CONCLUSIONES

Los resultados de la aplicación de los índices trófico marino e índice de pesquerías en balance en la pesca artesanal gallega parecen confirmar, en la mayor parte de las zonas ecogeográficas examinadas, el carácter no sostenible del uso de los recursos marinos del litoral.

No obstante, es preciso señalar una serie de limitaciones que necesariamente se deben tener en cuenta a la hora de interpretar estos resultados, por lo que este trabajo debe considerarse como preliminar y con carácter de mínimos, en la medida en que se

han utilizado tanto una metodología como información estadística de forma prudente. Primero, es necesario tener en cuenta la diversidad de las especies capturadas, las artes utilizadas y las distintas características de las zonas analizadas, razón que sirve para considerar las ratios de declive observadas.

Segundo, es necesario realizar una reconstrucción estadística de las capturas por un período de tiempo mayor, siempre que la homogeneidad de las series temporales así lo permita. De este modo, tendríamos conocimiento de las tendencias de la media de las descargas de los niveles tróficos anteriores al período aquí examinado. Tercero, se debería contar con más y mejores estimaciones de descartes y de capturas ilegales de los recursos que son extraídos del mar. Finalmente, es preciso indagar con mayor profundidad en las causas y en los efectos de las evoluciones observadas en la medida en que la pesca de bajura y litoral constituyen un sostén socioeconómico de numerosas comunidades costeras.

Por otra parte, el análisis de la capacidad de carga de los ecosistemas marinos constituye otra medida de sostenibilidad en cuanto permite estimar, siguiendo la rutina establecida por Pauly y Christensen (1995), la productividad primaria requerida para las capturas procedentes de un ecosistema marino o área. Los resultados que aquí presentamos para las nueve zonas ecogeográficas del litoral gallego muestran, en términos generales, una disminución de la productividad primaria requerida, aunque con un rango de variabilidad importante entre cada una de ellas. Las tres zonas que presentan un incremento de la productividad primaria en la última década son Ría de Vigo, Costa da Morte y A Mariña-lucense.

Para las zonas ecogeográficas para las que se dispone de mediciones de productividad primaria total, fue posible estimar el porcentaje de la productividad primaria requerida respecto a la productividad primaria total. De este modo, en 1998, el

porcentaje de la PPR fue del ~31,1%, valor que se ha incrementado notablemente y que en el año 2007 se situó en el ~41,1%, por encima de los valores de ~24-35% estimados por Pauly y Christensen (1995). Este aumento se produjo (i) porque el flujo de la PPN se mantuvo relativamente constante aunque con oscilaciones, (ii) por el incremento de las capturas procedentes de la Ría, que pasaron de 2,7 millones de kg. en 1998 a 3,4 millones de kg. en 2007, (iii) en particular debido al considerable aumento de las capturas de especies de $TL > 3.25$, lo que provoca que el nivel trófico medio sea mayor y , por consiguiente el requerimiento energético.

Para el caso de la Ría de Arousa, los resultados obtenidos indican la existencia de un proceso de reducción de la PPR en los últimos diez años, pasando del $\pm 18,10\%$ de la PPN en 1998 al $\pm 9,23\%$ en 2007, presentando valores inferiores a los estimados por Pauly y Christensen *et al.* (1995) para este tipo de ecosistemas. Estos resultados pueden estar obedeciendo: (i) al rango de variabilidad de las estimaciones de PPN, (ii) a la caída en el volumen de capturas de la zona, (iii) a la reducción de las capturas de las especies de $TL > 3.25$, provocando un descenso del nivel trófico medio, y (iv) a la intensificación del esfuerzo pesquero a pesar de la reducción del número de unidades en los últimos años. De la misma puede elaborarse un análisis comparativo en el que se incluya la PPR procedente de la producción del cultivo de mejillón en bateas de la Ría. Las estimaciones obtenidas indican un descenso de la PPR en la última década, pasando del ~66,2% en 1998 al ~51,2% de la PPN total en 2007. Se aprecia, entonces: (i) una reducción de la PPR resultado de la disminución de las descargas de la pesca extractiva y del cultivo de mejillón procedentes de la Ría, y (ii) una disminución del nivel trófico medio de las descargas. No obstante, los valores de PPR resultantes en todo el período son extremadamente elevados si se los compara con las estimaciones de Pauly y Christensen (1995), Vasconcellos y Gasalla (2001) o Sánchez *et al.* (2005). Esto

evidencia empíricamente, lo que Pérez-Camacho *et al.* (1995) y Penas (2000) postularon en términos teóricos; y nuestros resultados son robustos con los obtenidos en Varela *et al.* (1984). Esto es, en esta zona se concentra aproximadamente el 68,8% de la bateas de todo el litoral, lo que supone un elevado requerimiento energético de fitoplancton por parte del cultivo de moluscos, y un importante impacto del cultivo al favorecer un volumen ostensible de materia orgánica disuelta en el fondo de la Ría (Pérez-Camacho *et al.*, 1995).

La Ría de A Coruña-Ferrol presenta una reducción de la PPR e durante 1998-2007, con valores de ~26,5% de la PPN total en 1998 al ~10,3% en 2007, en parte por la disminución de las capturas de la flota en la zona. Esta disminución no significa, necesariamente, una menor presión sobre la capacidad de carga de la zona, ya que el menor volumen de capturas totales sumado a la fuerte caída de las capturas de las especies de $TL > 3.25$, origina una menor PPR por parte de la flota en la zona. Esto sucede bien (i) porque la mayor parte de los recursos demersales se encuentran en una situación cercana a la sobreexplotación, lo que ha provocado, desde entonces, que se continúe explotando un recurso sometido a una excesiva presión, o bien (ii) porque incluso manteniendo el nivel de esfuerzo al límite de la capacidad de carga del ecosistema, un incremento de la PPN, como sucede en esta Ría, no permite visualizar con claridad las causas de este descenso de la PPR. Es decir, el incremento de la PPB puede estar ocultando un esfuerzo pesquero subóptimo, en el que las embarcaciones estarían ejerciendo una mayor presión sobre los recursos. Se desconocen, en todo caso, las causas que estén ocasionando este comportamiento ascendente de la PPB en la Ría, ya que, como se mencionó para la Ría de Vigo, factores como la mayor o menor nubosidad, el momento del día de la observación de la PP, o incluso los efectos del cambio climático, podrían afectar las mediciones de clorofila.

Factores como la mayor o menor nubosidad, el momento del día de la observación de la PPN, la diferente metodología en la recogida de información, los distintos factores de conversión de clorofila, o incluso los efectos del cambio climático, podrían afectar las mediciones de la productividad primaria en cada una de las zonas ecogeográficas.

CONCLUSIONES

Llegados a este punto de la memoria de tesis, consideramos que todos los objetivos que se han formulado a lo largo de esta investigación han sido cumplido de manera razonablemente satisfactoria, arrojando nuevas evidencias empíricas y, claro está, planteando nuevos problemas, interrogantes y desafíos.

Partiendo de estas premisas, procederemos a continuación a realizar de manera más concisa y detallada las principales conclusiones a las que hemos llegado como resultado de este trabajo en cada uno de los capítulos:

A) Sobre el debate científico de los mecanismos de regulación para la recuperación de los stocks

1) Desde hace aproximadamente diez años los científicos y la sociedad en general asistimos al declive casi generalizado de las poblaciones comerciales en el océano Atlántico Nordeste, y prácticamente nadie pone en duda estas tendencias y los factores que ocasionaron este diagnóstico. Todas estas cuestiones han suscito enormes implicaciones, interrogantes y han generado nuevos planteamientos. Lo que no parece del todo claro, es que exista un consenso acerca de los métodos para recuperar y monitorear el estado de los recursos al punto que se sitúen por encima de la biomasa precautoria establecida por las evaluaciones científicas.

2) Casi de forma sistemática, el debate sobre qué medidas se requieren para recuperar los stocks ha estado circunscripto no sólo a la clásica dicotomía de la ciencia pesquera entre la sobrepesca y los efectos de los cambios medioambientales, sino también y, más recientemente, al enfoque que los mecanismos de gestión deben adoptar y a las visiones denominadas más o menos conservacionistas. El debate incorpora un elemento estimulante adicional pero al mismo tiempo controvertido, y en lo que no

existe en modo alguno solución única: cuáles serían los mecanismos más apropiados para la recuperación de los stocks?.

B) Sobre la sostenibilidad de los recursos pesqueros en la Unión Europea y en aguas profundas

En el *Capítulo 2* de esta memoria abordamos el estudio de la evolución de las principales magnitudes de la flota comunitaria. De este estudio hemos obtenido resultados reveladores de los efectos de la política de estructuración comunitaria, que cuestionan seriamente los objetivos de la Comisión Europea. A continuación resaltamos las siguientes conclusiones:

3) A través del examen de la política estructural de la política pesquera comunitaria hemos visto cómo las medidas de reducción han sido francamente ineficaces en la medida en que se observa, en términos nominales, una reducción generalizada de la capacidad, aunque con manifestaciones claramente asimétricas y no lineales entre cada país, y con tendencias incoherentes con los objetivos de disminución de capacidad.

4) Hemos identificado los enormes problemas de la Comisión Europea para cuantificar adecuadamente el número de buques y conocer, con cierto grado de certeza, la capacidad o esfuerzo pesquero real que opera en los caladeros comunitarios. La ausencia de un sistema de sanción en caso de incumplimiento sólo resuelto parcialmente por la última reforma de la PPC, sumado a las reticencias de los Estados miembros para reducir la capacidad de su flota, no hicieron más que menoscabar las medidas de reducción de capacidad.

5) A este problema de carácter instrumental, se debe añadir que los objetivos de reducción establecidos para el conjunto de la flota han sido sistemáticamente revisados a lo largo del período de su aplicación, generando un efecto de traslación por

acumulación hacia los programas sucesivos. De tal manera que los objetivos reducción previstos para la flota en el año 2002 han sido superiores a los fijados para el año 1987.

6) Existe otro problema quizás de una dimensión y naturaleza mayor, como es la consideración de los efectos del progreso tecnológico de la flota. En la valoración efectiva del esfuerzo pesquero es necesario considerar el efecto de los progresos tecnológicos con el objeto de corregir los valores de los coeficientes de capturabilidad. Se admite, empíricamente, que el progreso técnico de los buques en períodos relativamente extensos es responsable del incremento constante del esfuerzo pesquero. Estudios previos sugieren que la eficiencia crece a un ritmo anual acumulativo conservador del $\pm 4,4\%$, y con este incremento anual la eficiencia de los buques se duplica cada 15-16 años. Una forma de examinar si el progreso técnico está contemplado y, por ende, debidamente compensado en las medidas de ajuste de la flota, consiste en calcular la variación anual de capacidad en un período extenso tanto en tonelaje como en potencia.

7) Nuestro análisis dinámico del progreso tecnológico para la flota pesquera de la Unión Europea que aportamos en esta investigación, concluye que el progreso tecnológico neutralizó por completo las propuestas de reducción en la práctica totalidad del período de aplicación de los programas de ajuste. En el período 1987-2007, los resultados con respecto al tonelaje indican que sólo en dos años, 1991 y 2004, el tonelaje se redujo por encima del 4,4% correspondiente al progreso tecnológico, lo que releva que este último siempre creció más que la reducción interanual real de la flota.

8) Igualmente, los resultados referidos a la incorporación de progreso tecnológico con respecto a la potencia sugieren que la reducción de la flota de la UE-13 sólo superó el 4,4% anual en 1991 con el 5,2%, el 6,6% en 2004 y el 6,5% en 2006. Pero ello no es todo, los resultados obtenidos de los valores interanuales indican que la flota no sólo no

se redujo para compensar el progreso tecnológico, sino que incluso aumentó en algunos años, tanto en tonelaje (1987, 6,7%; 1992, 1,7%; 1994, 1,2%; 1996, 0,6%; 1999, 0,5%; 2003, 0,5%), como en potencia (1987, 5,8%; 1992, 1,2%; y 1997, 0,4%).

9) Por otra parte, en la medida en que los planes de reducción respondían a una reducción global de la flota por artes o por zonas, no se preocupó en examinar la evolución de los diferentes estratos, por lo que perdió lógica y sentido examinar las tendencias globales. Urgían, entonces, nuevos planteamientos como los aquí desarrollados. En este sentido, los resultados de nuestro análisis procedente de las estadísticas oficiales son llamativos y desconcertantes en la medida en que son contrarios a los objetivos la política pesquera comunitaria. Esto es, la disminución de capacidad en las últimas dos décadas se manifiesta con distinta intensidad en cada uno de los estratos de bajura, litoral, altura y gran altura.

10) Las flotas de bajura y litoral han sido las que más fuertemente han reducido su capacidad, a pesar de que los coeficientes técnicos parecen indicar un incremento del desarrollo tecnológico de las embarcaciones. La flota de bajura ha disminuido su capacidad tanto en el número de unidades (26,9%), en tonelaje (34%) como en potencia (19%). En lo que respecta al tonelaje, la reducción se ha concentrado especialmente en Italia (21 mil Trb), Reino Unido (25 mil Trb), España (19 mil Trb) y Portugal (13 mil Trb); mientras que en la potencia en Reino Unido (187 mil Kw), Italia (165 mil Kw), Grecia (123 mil Kw) y España (118 mil Kw). En relación al grado de desarrollo técnico, la flota de la UE-13 presenta una disminución de la ratio tonelaje por buque del 26,9%, mientras que la potencia por buque aumentó en un 22,7%, con algunos países presentando valores elevados como Bélgica, u otros con una tendencia creciente aunque por debajo de la UE-13, como Francia y Suecia. En este rubro, sólo redujeron su capacidad Dinamarca (41%), Alemania (43%), Grecia (9,9%) y Países Bajos (3,7%). La

ratio potencia por tonelaje también experimentó un crecimiento del 40,4%, y en este caso todos los Estados miembros –exceptuando Grecia- manifiestan una tendencia creciente.

11) En una dirección aun más preocupante, la flota de litoral de la UE-13 redujo su capacidad en los buques (91%), tonelaje (96%) y potencia (104%). El primero se redujo en más de 112 mil unidades, lo que representa el 91% del conjunto de la flota. Quienes más redujeron su capacidad en las tres magnitudes han sido Francia (707 buques, 28 mil Trb, y 197,6 mil Kw), Italia (435; 16,3 mil Trb, 94,4 mil Kw), España (426; 16,6 y 96,8), R. Unido (380; 16,1 y 73,7) y Dinamarca (294; 11,4 y 56,6) respectivamente. En lo que respecta a los grados de desarrollo técnico, sólo en el coeficiente tonelaje por buque se redujo (0,87%), ya que las dos ratios restantes manifiestan una tendencia creciente del orden de 3% y 4% respectivamente.

12) Por su parte, durante 1990-2006, el número de buques de la flota de altura se redujo en 950 unidades, 111,9 mil Trb y 477,7 mil Kw, lo que supone una disminución del 19,9%, 17,7% y 37,8% respectivamente. Es decir, presenta reducciones que se sitúan por debajo de las flotas de bajura y litoral y sus coeficientes técnicos, y ello gracias a la eficacia de los programas de reducción de capacidad en España, Dinamarca, Países Bajos y Reino Unido. En conjunto, estas flotas concentraron el 50,3%, el 94,5% y el 92,3% de todos los países que han reducido su capacidad.

13) Pero ello no es todo, puesto que si se efectúa una desagregación por segmentos dentro de este estrato, se observan valores reveladores. En el segmento de 150-249 Trb, se advierte una reducción general de capacidad en tonelaje (14%) y potencia (23%); mientras que Finlandia, Francia, Grecia, Irlanda, Italia, y Portugal, esto es, alrededor del 22% de la flota, aumentó su capacidad en todas sus variables. Una situación muy semejante se advierte en el estrato de 250-499,9 Trb de la flota de altura, donde tuvo

lugar una disminución de las unidades, tonelaje (15%) y potencia (29%), debido al fuerte descenso en España, Países Bajos y Reino Unido.

14) Sin embargo, los coeficientes técnicos del segmento 150-249 Trb apenas muestran síntomas de un ligero descenso. Incluso, la ratio potencia por buque presenta resultados francamente preocupantes en Bélgica que pasó de 607 a 786 potencia por buque y Dinamarca de 560 a 809; y la ratio potencia por tonelaje también aumentó en Bélgica de 3,09 a 3,64, Dinamarca 2,8 a 3,9, Finlandia 3,01 a 3,05, y Suecia 3,1 a 3,3. En el segmento de 250-499 Trb, este escenario se mantiene aunque los resultados por países difieren. La relación tonelaje por buque aumentó un 10,5%, ya que sólo Francia, Grecia y Portugal redujeron su capacidad. La ratio potencia por buque desciende un 4% y la potencia por tonelaje un 8%. No obstante, cabe señalar aquí, nuevamente, el incremento de la ratio tonelaje por buque: Alemania de 849 a 909, Bélgica 865 a 973, Dinamarca 711 a 757, Finlandia 852 a 921, Italia 898 a 954, y Suecia 866 a 956. También el coeficiente potencia por tonelaje aumentó en: Alemania de 2,4 a 2,5, Bélgica 2,80 a 2,89, Italia 2,5 a 2,6, y Portugal de 2,0 a 2,2.

15) Por último, la flota de Gran Altura redujo el número total de buques en 209 unidades (59%), el tonelaje en 106,7 mil Trb (20,2%) y la potencia en 179,5 mil Kw (22,3%). Sin embargo, el 50% de la flota aumentó su capacidad, en particular Dinamarca, Irlanda, Países Bajos, Reino Unido y Suecia. De nuevo, presenta niveles de reducción global en tonelaje y potencia inferiores a los experimentados por la flota de bajura y litoral.

16) El segmento de más de 2000 Trb muestra el mayor incremento de capacidad de toda la flota de la UE-13, el 13,4% de unidades, 35% del tonelaje y 44% de la potencia. Los resultados de los coeficientes técnicos para el segmento de más de 2000 Trb indican que toda la flota incrementó su capacidad de pesca optimizando notablemente el

desarrollo técnico de sus embarcaciones, que se refleja en el aumento del 25,7%, 47% y 38,4% del número de unidades, tonelaje y potencia. Esta última constatación empírica validaría la existencia de una relación positiva entre este resultado y la intensificación de la mortalidad pesquera y la sobreexplotación de los recursos pesqueros en aguas comunitarias, el aumento de las capturas en aguas de alta mar, o el mantenimiento de la presencia de la flota comunitaria en aguas de terceros países. La robustez de esta relación causa-efecto debería ser fortalecida con otros parámetros como el esfuerzo de pesca tanto en caladeros de terceros países como en alta mar, tarea no menos compleja sobre todo en lo que respecta a la recogida de datos en estas zonas.

17) Por otra parte, los resultados de la evolución de la ratio de productividad de capital global indican que, a pesar de un estancamiento de las capturas en los últimos años y atendiendo a la información disponibles sólo para un número determinado de segmentos, la productividad media económica de la flota medida en valor de las capturas parece aumentar ligeramente, a pesar de que esta medida puede no reflejar correctamente si la flota está operando de manera eficiente en términos económicos. Aunque se trate de valores medios, el aumento del valor observado en las capturas podría reflejar la escasez de recurso diagnosticada, lo que aumentaría los precios y, por ende, el valor de las capturas de la flota, poniendo en evidencia, nuevamente, la sobreexplotación de las poblaciones comerciales.

18) El análisis de la productividad laboral una reducción del número de tripulantes de aproximadamente 140 mil personas entre 1990-2006, siendo particularmente relevante en España, Francia, Grecia, Italia y Portugal, que redujeron a la mitad el número de pescadores. Esta caída indudablemente repercutió en el número de tripulantes por buque que descendieron de 3,35 tripulantes por buque a 2,60 durante 1990-2006. Esto trajo aparejado un aumento del tonelaje por tripulante de 13,3 a 17,9

13,3. lo que también se tradujo en un incremento de la potencia en detrimento del número de pescadores, pasando de 51,4 a 90,5 y una mejora en el volumen de capturas de 48,5 a 100,8, y siguiendo un intenso proceso de sustitución de mano de obra e intensificación de capital que permiten dotar de una mayor capacidad de esfuerzo pesquero.

19) Finalmente, el examen comparativo de la rentabilidad económica de la flota de la UE-13 en términos de costes medios de explotación y valor de capturas revela que, asumiendo que la obtención de un valor 1 significa una situación óptima de capacidad los resultados que se obtienen indican que las flotas que se encuentran próximas al nivel óptimo de capacidad son Dinamarca, Reino Unido y Suecia, las que se sitúan en un punto de sobrecapacidad son Bélgica, Finlandia, Portugal, y Suecia; mientras que las que presentan una situación de subcapacidad de pesca medida en términos de coste/beneficios son Alemania, España, Francia, Grecia, Irlanda, Italia, y Países Bajos. Con todo, este análisis requeriría de la incorporación de información de subsidios recibidos por cada una de las flotas con el objeto de introducir todos los componentes de los costos de explotación, por lo que los resultados que aquí se presentan deben considerarse conservadores de la tendencia de la flota en los últimos diez años, ya que algunos de estos valores podrían modificarse de forma importante.

El estudio de los efectos de la implementación de los TACs sobre la conservación de las poblaciones comerciales se analiza en el *Capítulo 3*, haciendo especial hincapié en las variables que reflejan la abundancia relativa de los stocks. Las principales conclusiones son:

20) Evidentemente, las implicaciones de la evolución de la flota desempeñaron un rol destacado en la abundancia de los recursos pesqueros, estando intrínsecamente relacionados a pesar de la distinción formal entre la política de estructuras y de gestión

y conservación. Esto demuestra, una vez más, que la política pesquera de la Unión Europea no ha sido concebida y desarrollada con un sentido comunitario o de tendencia a la comunitarización. Se ha constatado en este trabajo que el recurso pesquero no es tratado como un recurso común, sino que forma parte de un acervo particularizado con reconocimiento de preferencias y privilegios de acceso, ya que existen ciertas áreas a las que solamente acceden ciertas flotas de los países más próximos, y otras en las que subsisten limitaciones para el conjunto de la flota.

21) Hemos puesto en evidencia las incoherencias y contradicciones de un sistema de política pesquera celosamente controlador, estático y unitario en la forma, incapaz de resolver el problema de sobreexplotación, y con una contribución neta al agravamiento de una situación de competencia entre los pescadores y empresas de los diferentes Estados. La utilización del mecanismo de TACs significó, en esta dinámica, la confirmación de un complejo proceso de toma de decisiones de naturaleza eminentemente política en el sentido de la conveniencia, sin evaluación del impacto de tales medidas ni sobre el recurso ni sobre los grupos de interés afectados.

22) La rigidez del sistema exacerba la carrera por aumentar las capturas, promoviendo que los pescadores adviertan como conveniente la captura de especies hasta su fase de sobreexplotación, ya que una vez que una especie resulta rentable económicamente, las capturas suelen sobrepasar las cuotas concedidas. El propio funcionamiento del mercado de pescado obliga a aumentar las capturas como único mecanismo de incremento de ingresos de los pescadores, generando una situación de elevada fragilidad en las decisiones de las empresas y de sobreexplotación de los recursos.

23) Como resultado, todos los indicadores de biomasa, capturas, CPUE, reclutamiento y descartes exhaustivamente estudiados indican un serio empeoramiento

de las poblaciones. De los 39 stocks comerciales analizados, la biomasa se redujo en 29 casos, con reducciones que alcanzan más del 50% en los stocks de merlán, bacalao, eglefino, merluza y solla. El reclutamiento descendió en 31 de los 39 casos examinados, con una reducción que supera el 50% en 17 stocks, y mayor que el 75-95% en las poblaciones de merlán, bacalao, eglefino, arenque, solla y lenguado. Todo ello porque apenas se ha producido una reducción de la mortalidad pesquera. De las 39 poblaciones, disminuyó en sólo 21 de ellas mientras que en 12 la mortalidad pesquera aumentó, y en 6 apenas sufrió modificaciones. Esto es, considerando estos dos últimos casos, en más del 46% de los stocks la mortalidad pesquera continuó aumentando o presentando el mismo nivel que hace veinte años.

24) Incluso en aquellos stocks donde la mortalidad aumentó, se observan variaciones muy significativas donde los incrementos no sólo presentan un crecimiento del 10% sino que existen casos con una progresión alarmante con aumentos que oscilan en torno al 40% y el 88% entre 1986-2004. Como consecuencia, las capturas descendieron en 33 de los stocks, con casos particularmente dramáticos donde la reducción de las capturas es del orden del 75%-92%. Se trata de todas las poblaciones de bacalao, merluza, y gran parte de los stocks de arenque, eglefino y solla. En todo caso, se trata de resultados prudentes y conservadores en la medida en que todavía no se dispone de información científica fiable del volumen de descartes y de la pesca ilegal que se realiza en estos caladeros.

25) Frente a este escenario, en el actual debate de reforma de la PPC se aboga por la posible flexibilización del sistema de cuotas hacia la implementación de cuotas individuales transferibles. La evidencia empírica de los casos en los que este tipo de mecanismos ya ha sido aplicado, demuestra que no todos ellos han sido exitosos en términos de conservación, mantenimiento del empleo e incluso de rentabilidad

económica. Una aplicabilidad generalizada podría ocasionar efectos no deseados e incluso probablemente irreversibles en algunas pesquerías artesanales particularmente vulnerables a los cambios en los regímenes de gestión.

Pero la intensificación del esfuerzo pesquero de la flota europea no sólo se circunscribe a los caladeros sometidos al régimen de cuotas de la Unión Europea, sino que se ha extendido globalmente a las pesquerías de aguas profundas. Esta cuestión la hemos abordado de forma exhaustiva en el *Capítulo 4* de esta memoria, en la que pasamos a reseñar las principales conclusiones que consideramos tienen enormes repercusiones de alcance mundial:

26) La escasa evidencia científica sobre la situación biológica de estas pesquerías sugiere todavía se sabe relativamente poco sobre los hábitat y biodiversidad marina en las zonas de alta mar y los fondos marinos. No obstante, recientes evidencias empíricas indican que existe un gran número de especies que están siendo explotadas por debajo de los niveles sostenibles recomendados.

27) Por primera vez, aquí presentamos una evolución global de la actividad de la flota en las pesquerías de aguas profundas, y podemos confirmar que asistimos a un proceso de gran expansión sobre uno de los hábitats más vulnerables y frágiles del planeta, de crecimiento lento, madurez tardía y de elevada longevidad.

28) Los resultados empíricos obtenidos indican que, tuvo lugar un incremento de la profundidad media de 83,7 m, desde 163,7 m en los 1950s a 247,4 m en 2003, a razón de una ratio de 64,6 m por década⁻¹. Si incluimos a todas las especies pelágicas, también se observa una trayectoria de crecimiento aunque de menor magnitud. En este caso, se trata de un aumento de la profundidad de 64,6 m, desde 137,4 m en los 1950s a 202,1 m. En lo que respecta únicamente a las especies de aguas profundas, se advierte un

dramático aumento de la profundidad media de las capturas de 141,6 m en el mismo período, esto es, de 407,5 m en 1950 a 549,3 en 2003.

29) El análisis por zonas de pesca pone de manifiesto que el Antártico, el océano Índico y el océano Atlántico Sudoccidental concentran los mayores incrementos de profundidad media de las capturas de especies de fondo en los últimos cincuenta años, con algo más de 519 m, 497 m y 424 m respectivamente, creciendo a una ratio de más de 273, 171,5 y 108 m por década⁻¹.

30) El análisis por países-territorios indica que, en lo que respecta sólo a las especies de fondo, Islas Malvinas con 402,4 m, Ucrania 185,98 m, Portugal 153,25 m y Polonia 146,20 m, son quienes han experimentado los mayores incrementos de la profundidad media en los últimos cincuenta años.

31) Por último, un aspecto sumamente interesante radica en comparar los resultados obtenidos por Morato *et al.* (2006) para la longevidad y profundidad media de las capturas mundiales de fondo. Así, Morato *et al.* (2006) obtienen un incremento de la profundidad de 42 m, de 103 m en 1950 a 145 en 2001. Si comparamos estas tendencias con las aquí calculadas utilizando las mismas especies, metodología y período temporal, observamos que la situación de expansión de la flota sobre las especies de fondo es mucho más dramática de lo que inicialmente se pensaba, ya que nuestro resultado de la profundidad media de las capturas de especies de fondo de la flota de la Unión Europea fue de 83,7 m, desde 163,7 m en los 1950s a 247,4 m en 2003, lo que prácticamente viene a duplicar los valores globales de Morato *et al.* (2006).

32) Además, el análisis comparativo de las ratios de crecimiento de la profundidad y longevidad media de las especies de fondo antes (1950-1982) y durante al aplicación de la política pesquera comunitaria (1982-2006), pone de relieve que el proceso de

expansión sobre las pesquerías de aguas profundas fue más intenso durante la vigencia de la política europea, y en particular mucho más acentuado en lo concerniente a la longevidad. Este resultado constituye una evidencia empírica robusta que pone en serria duda sus resultados sobre la conservación de los recursos marinos.

C) Sobre la resiliencia de los ecosistemas ante los cambios antropogénicos y sostenibilidad de la pesca artesanal: el caso de Galicia

El análisis efectuado en el *Capítulo 5* de este trabajo ha puesto en evidencia que la resiliencia de los ecosistemas marinos constituye un aspecto crucial en la exploración de la complejidad de los océanos, y en particular la relación entre la biodiversidad y la sostenibilidad de la pesca. Debido a la información incompleta, a la complejidad e incertidumbre de los ecosistemas marinos, los proponentes del principio de precaución esgrimen que la gestión debe ser adaptativa e incluir el aprendizaje dinámico procedente de las posibles opciones de gestión experimentales. La inclusión de la representatividad y diversidad de los agentes interesados debe formar parte del proceso de toma de decisiones, incorporando la construcción de conocimiento acerca de cómo responder ante las perturbaciones de los ecosistemas marinos. Las conclusiones más relevantes son:

33) El reconocimiento de la capacidad de autoorganización y respuesta del medio marino, facilitando su comprensión en los mecanismos de regulación multinivel, posee el potencial de hacer de estos sistemas socio-ecológicos más robustos y mejor preparados ante cambios de naturaleza imprevisible. Esto permitirá a los gestores actuar de manera activa reduciendo la potencial irreversibilidad de trayectorias no sostenibles. Este tipo de proceso posee, aun, una naturaleza eminentemente tentativa, susceptible de

acomodarse a los nuevos conocimientos, y nuestra exploración ha puesto de manifiesto diversas cuestiones teóricas y prácticas relevantes. Así, nuestro conocimiento sobre la capacidad adaptativa de los ecosistemas marinos aun es rudimentario, lo que revela la enorme necesidad de incrementar, cuantitativa y cualitativamente, el volumen de estudios y observaciones empíricas de tal forma de inferir medidas relevantes de conservación. Lo que parece profusamente claro es que, en la exploración de la sostenibilidad local, regional y global, el creciente interés en las relaciones de los usuarios con las estructuras de gobernanza y la naturaleza co-evolutiva del aprendizaje del funcionamiento del medio, debe prevalecer la adopción de métodos de medición de la resiliencia de naturaleza predictiva.

34) Una de las maneras de monitorear los progresos en la conservación de la biodiversidad marina, consiste en la aplicación de indicadores de sostenibilidad y en la reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral en Galicia, aspecto que abordamos en los capítulos *Capítulo 6* y *7*. Existen múltiples enfoques, metodologías e indicadores, pero sólo algunos de ellos han sido reconocidos por instrumentos internacionales y podrían ser empleados a pesquerías multiespecies. En nuestro caso, hemos decidido no sólo aplicar el índice trófico marino y el índice de pesquerías en balance, sino también estimar la capacidad de carga en términos de productividad primaria requerida para las especies que captura la flota de bajura y litoral dentro de la plataforma continental y en las 9 zonas ecogeográficas en las que se divide geográfica y administrativamente el litoral de Galicia. Las conclusiones que merecen ser destacadas son las siguientes:

35) Dada la ausencia de estadísticas directas que permitan identificar el volumen total capturas de este tipo de pesquerías en nuestro litoral, resultó preciso realizar una reconstrucción estadística que incluya no sólo las especies que captura este tipo de

embarcaciones en la plataforma continental, sino también la inclusión de los descartes y las correcciones de capturas luego de realizar consultas con los puertos y lonjas de todo el litoral, y con expertos con conocimiento local de la situación en cada zona. Así, aquí presentamos un resultado novedoso y pionero en Galicia, como es la elaboración de una reconstrucción estadística de estas pesquerías que poseen una gran relevancia socioeconómica a lo largo de todo el litoral. Esta reconstrucción sirve no sólo como un instrumento analítico de conocimiento de la realidad del sector, sino también como una herramienta de carácter dinámica y adaptativa, capaz de aportar información relevante ante acontecimientos extremos como las catástrofes marítimas.

36) Los resultados de la reconstrucción estadística desagregando las especies de la pesca de bajura indican que esta flota incrementó ligeramente las capturas de 44,8 millones de kg. a 46,8 millones. Con todo, la etapa de mayor crecimiento se observa entre 1998-2004, ya que a partir de 2005 se produjo un descenso de las capturas hasta 2006, para finalmente estabilizarse por encima de la media de capturas de todo el período de 43,3 millones de kg. Estos valores difieren de los ~14-19 millones de kg. obtenidos por Arnáiz (2009) para la pesca de bajura para el período 2001-2007, en la medida que el autor desagregó las capturas de *PescadeGalicia* identificando únicamente las especies capturadas pertenecientes a las embarcaciones que sólo utilicen artes menores, excluyendo las especies propias del arrastre, palangres, cerco y volantas. Además, en Arnáiz (2009) no se incluyen los descartes, las interpolaciones y extrapolaciones de capturas en caso de vacíos de datos oficiales, ni las reestimaciones de capturas a partir de información primaria de las cofradías de pescadores. Atendiendo a la importancia de las zonas, Ría de Arousa, A Coruña-Ferrol y Ría de Vigo lideran la producción con el 22,1%, 17,9% y 16,6% del volumen total de la pesca de bajura.

37) En el caso de la pesca de litoral, la reconstrucción estadística parece indicar un proceso de disminución destacado de las capturas entre 1998-2003, para luego seguir un período de recuperación hasta el año 2008 donde se alcanzaron los 87 millones de kg., valores similares a los registrados al inicio del período examinado. En este caso, las zonas que lideran la producción de capturas de la pesca de litoral son Ría de Arousa, Ría de Pontevedra y Ría de Muros, que concentran el 25,6%, 14,5% y 14,4% del volumen total.

38) Por último, la reconstrucción estadística advierte, en algunas especies como lenguado, merluza, pulpo y sardina, entre otras, la existencia de importantes diferencias entre los datos oficiales y las series aquí reconstruidas. En cualquier caso, estos resultados deben considerarse conservadores en la medida en que aquí no se han incluido la totalidad de los descartes ni se ha incorporado información relacionada con al pesca ilegal, no reglada y no reglamentada.

39) Una vez elaborada la reconstrucción estadística, aplicamos los indicadores de sostenibilidad mencionados y los resultados obtenidos indican un declive del nivel trófico medio tanto en lo que respecta a la pesca de bajura como de litoral en el período 1998-2007, en algunas áreas con valores superiores a la media mundial obtenida por Pauly y Christensen (1995).

40) La única que zona ecogeográfica que presenta una trayectoria de aumento del nivel trófico medio en ambas situaciones es Fisterra, mientras que la Ría de Pontevedra parece no seguir una tendencia clara en el caso de la pesca de bajura, pero sí muestra un descenso del nivel trófico medio en la pesca de litoral. La demostración de que el fenómeno de *fishing down marine food webs* se hace más visible después de excluir las especies de $TL^{<3.25}$ implica que no obedece a los efectos de “*bottom-up*” que posibilitan un incremento de la productividad primaria. Igualmente, este trabajo demuestra que el

proceso no se debe, al menos en el caso de la pesca de bajura y litoral de Galicia, a la sucesiva adición de especies de niveles tróficos más bajos de la cadena trófica en pesquerías multiespecíficas.

41) Interpretaciones adicionales pueden extraerse de la relación entre las descargas y la tendencia de la media de los niveles tróficos. De los 9 ecosistemas examinados, 8 presentan un patrón común, tal y como estipula la teoría de *fishing down marine food webs*. Esto es, el valor máximo de las descargas se produce, necesariamente, cuando tiene lugar un incremento de los desembarcos de las especies de niveles tróficos inferiores. A pesar de ello, nuestros resultados son conservadores, ya que no se incluyen la totalidad de los descartes ni las capturas ilegales.

42) Lo verdaderamente relevante es que la utilidad del indicador no se basa en un cierto valor, p.e., el ITM 3.25 o 3.72, sino que es la presencia de una tendencia decreciente lo que en última instancia determina la salud de un ecosistema, ya que la sostenibilidad de la pesca debe implicar la noción de permanencia de las entidades analizadas. Es así como la observancia de una tendencia descendiente del nivel trófico en un ecosistema indica la ausencia de sostenibilidad y la necesidad de intervención o mejora de los mecanismos de gestión por parte de las autoridades responsables.

43) Este escenario ya ha sido correctamente diagnosticado y bien documentado en las pesquerías artesanales de Galicia en el Siglo XX, por lo que en la actualidad y en función de los informes científicos disponibles, parece razonable que estemos sufriendo problemas de similar naturaleza, al menos en lo que se refiere a las principales especies comerciales pelágicas y demersales. Pero, en todo caso, también hay que señalar que no resulta fácil separar los cambios inducidos por la pesca de aquellos otros efectos ocasionados por otras actividades antropogénicas como las diversas formas de

contaminación, la creciente urbanización, el transporte marítimo, o las catástrofes en forma de mareas negras.

44) Por último, la productividad primaria neta es una de las variables frecuentemente utilizadas para cuantificar el valor total de los servicios de los ecosistemas. El análisis de la capacidad de carga de los ecosistemas marinos constituye otra medida de sostenibilidad en cuanto permite estimar, siguiendo la rutina establecida reconocida internacionalmente, la productividad primaria requerida (PPR) para las capturas procedentes de un ecosistema marino o área. Los resultados presentados para las 9 zonas ecogeográficas del litoral gallego muestran, en términos generales, una disminución de la PPR, aunque con un rango de variabilidad importante entre cada una de ellas. Las tres zonas que presentan un incremento de la productividad primaria neta en la última década son Ría de Vigo, Costa da Morte y A Mariña-lucense.

45) Para las zonas ecogeográficas para las que se dispone de mediciones de PPN, fue posible estimar el porcentaje de la PPR respecto a la PPN, valorando de forma más precisa la capacidad de carga. De este modo, el porcentaje de la PPR de la pesca de bajura en la Ría de Vigo fue del ~31,1%, valor que se ha incrementado ligeramente y que en el año 2007 se situó en ~41,1%, por encima del 24-35% estimado por Pauly y Christensen (1995). Esto refleja que la explotación pesquera está utilizando una elevada porción de la capacidad de carga de este ecosistema marino.

46) Para el caso de la Ría de Arousa, los resultados obtenidos indican la existencia de un proceso de reducción de la PPR en los últimos diez años, pasando del $\pm 18,10\%$ de la PPN en 1998 al $\pm 9,23\%$ en 2007, presentando valores inferiores a los estimados por Pauly y Christensen *et al.* (1995) para este tipo de ecosistemas. Estos resultados pueden estar obedeciendo: (i) al rango de variabilidad de las estimaciones de PPN, (ii) a la caída en el volumen de capturas de la zona, (iii) a la reducción de las capturas de las especies

de $TL > 3.25$, provocando un descenso del nivel trófico medio, y (iv) a la intensificación del esfuerzo pesquero a pesar de la reducción del número de unidades en los últimos años.

De la misma puede elaborarse un análisis comparativo en el que se incluya la PPR procedente de la producción del cultivo de mejillón en bateas de la Ría. Las estimaciones obtenidas indican un descenso de la PPR en la última década, pasando del $\sim 66,2\%$ en 1998 al $\sim 51,2\%$ de la PPN total en 2007. Se aprecia, entonces: (i) una reducción de la PPR resultado de la disminución de las descargas de la pesca extractiva y del cultivo de mejillón procedentes de la Ría, y (ii) una disminución del nivel trófico medio de las descargas. No obstante, los valores de PPR resultantes en todo el período son extremadamente elevados si se los compara con las estimaciones de Pauly y Christensen (1995), Vasconcellos y Gasalla (2001) o Sánchez *et al.* (2005). Esto evidencia empíricamente, lo que Pérez-Camacho *et al.* (1995) y Penas (2000) postularon en términos teóricos; y nuestros resultados son robustos con los obtenidos en Varela *et al.* (1984). Esto es, en esta zona se concentra aproximadamente el 68,8% de la bateas de todo el litoral, lo que supone un elevado requerimiento energético de fitoplancton por parte del cultivo de moluscos, y un importante impacto del cultivo al favorecer un volumen ostensible de materia orgánica disuelta en el fondo de la Ría (Pérez-Camacho *et al.*, 1995).

47) Las estimaciones realizadas para la zona ecogeográfica de la Ría de A Coruña-Ferrol presenta una reducción de la PPR e durante 1998-2007, con valores de $\sim 26,5\%$ de la PPN total en 1998 al $\sim 10,3\%$ en 2007, en parte por la disminución de las capturas de la flota en la zona. Esta disminución no significa, necesariamente, una menor presión sobre la capacidad de carga de la zona, ya que el menor volumen de capturas totales sumado a la fuerte caída de las capturas de las especies de $TL > 3.25$, origina una menor

PPR por parte de la flota en la zona. Esto sucede bien (i) porque la mayor parte de los recursos demersales se encuentran en una situación cercana a la sobreexplotación, lo que ha provocado, desde entonces, que se continúe explotando un recurso sometido a una excesiva presión, o bien (ii) porque incluso manteniendo el nivel de esfuerzo al límite de la capacidad de carga del ecosistema, un incremento de la PPN, como sucede en esta Ría, no permite visualizar con claridad las causas de este descenso de la PPR. Es decir, el incremento de la PPB puede estar ocultando un esfuerzo pesquero subóptimo, en el que las embarcaciones estarían ejerciendo una mayor presión sobre los recursos. Se desconocen, en todo caso, las causas que estén ocasionando este comportamiento ascendente de la PPB en la Ría, ya que, como se mencionó para la Ría de Vigo, factores como la mayor o menor nubosidad, el momento del día de la observación de la PP, o incluso los efectos del cambio climático, podrían afectar las mediciones de clorofila.

48) En todo caso, factores como la mayor o menor nubosidad, el momento del día de la observación de la PP, la diferente metodología en la recogida de información, los distintos factores de conversión de clorofila, o incluso los efectos del cambio climático, podrían afectar las mediciones de la PPN en cada una de las zonas ecogeográficas examinadas.

D) Sobre las posibles soluciones alternativas a la crisis de los mecanismos de regulación del sector

49) Parece que no existen dudas de que la actual crisis de sobreexplotación de los recursos pesqueros requiere de actuaciones que, aunque deban adoptarse de forma urgente sobre en aquellas cuestiones que no admiten dilación como el posible colapso de algunas las especies comerciales y la pérdida de los puestos de trabajo en las comunidades costeras, deben ser planificadas a un horizonte temporal de largo plazo.

50) No existen soluciones que resuelvan todos los problemas que afronta en la actualidad el sector pesquero, y en particular, la pesca europea. Se trata, en última instancia, de la delimitación de prioridades y objetivos. La evidencia empírica de la ciencia pesquera de los últimos cincuenta años demuestra que no existe una solución única para un problema global de estas características. Los arduos e interesantes debates que se están produciendo no hacen sino estimular la imaginación para encontrar las posibles soluciones a los problemas actuales. Pero este debate no debe ceñirse exclusivamente a una dialéctica puramente científica, debe trascender y ser capaz de incluir a todos los agentes interesados del sector.

51) En esta línea, las soluciones pasan desde la reducción de los subsidios a la construcción y modernización de buques, la articulación de derechos individuales transferibles, o la co-gestión pesquera entre las comunidades costeras o cooperativas, hasta el establecimiento de áreas marinas protegidas o la determinación de incentivos a la industria y los pescadores.

52) Ni la aplicación generalizada y global de las áreas marinas protegidas ni el establecimiento masivo de derechos individuales de pesca son las únicas soluciones posibles, ya que no garantizan, *per se* y por sí solos, el éxito de la gestión de pesquerías. En última instancia, en lo que todos los científicos están de acuerdo es en la necesidad de recuperar y conservar los recursos pesqueros para las actuales y futuras generaciones. Sobre esta premisa, las soluciones deberán, en todo caso, analizarse caso por caso, con la finalidad de atender a las características singulares de las regiones o ecosistemas donde se apliquen.

LIMITACIONES Y PROBLEMAS

A lo largo de esta investigación han surgido un número de problemas y limitaciones que son precisas señalar para la correcta interpretación de los resultados. Dado que los enfoques y las metodologías que aquí se han presentado son científicamente robustas y se encuentran bien documentadas y contratadas, las limitaciones han estado fundamentalmente centradas en la búsqueda de información suficiente para los análisis empíricos y refinamientos que se derivan.

Como se sabe, existe cierta incertidumbre en la fiabilidad de las estadísticas pesqueras oficiales, situación que se extiende cuando se pretende explorar las tendencias de la capacidad de la flota a lo largo del tiempo. Incumplimiento en el envío de información, la inexactitud de datos oficiales, ausencia de incorporación de todas las embarcaciones, o vacíos en la información de variables como el tonelaje y potencia, son sólo algunos de las dificultades con las que nos hemos encontrado.

Adicionalmente, la existencia de series temporales discontinuas que sólo recogen determinadas variables constituye una dificultad añadida, hecho que sumado a la diferente segmentación de las flotas en cada país convierte el análisis de la flota en un ejercicio de investigación más complejo. En cualquier caso, los resultados que hemos presentado en esta memoria de tesis doctoral ofrecen una nueva perspectiva antes no explorada, que en lo fundamental, es consistente con otros trabajos empíricos llevados a cabo sobre esta temática en los últimos años.

Además, la aun escasa información detallada relativa a los costes de explotación de los segmentos de la flota de la Unión Europea constituye otra limitación en el análisis comparativo de la rentabilidad económica, en la medida en que obliga a trabajar con valores medios, lo que significa utilizar un método menos fiable que utilizar un análisis

de rentas de las unidades de producción. Con todo, este análisis requeriría de la incorporación de información de subsidios recibidos por cada una de las flotas con el objeto de introducir todos los componentes de los costos de explotación, ya que algunos de estos valores podrían modificarse de forma importante.

Por otra parte, las estadísticas oficiales disponibles relativas a la abundancia de los stocks en las aguas comunitarias distan de ser satisfactorias; sólo se dispone de información de las variables biomasa reproductora, reclutamiento, capturas y capturas por unidad de esfuerzo para un número reducido de especies comerciales y años. Otra limitación radica en la escasa información relacionada con el volumen de descartes, sumado al hecho de que estos indicadores no son, en su totalidad, comparables con las cuotas asignadas a los Estados miembros, revela que sólo conocemos, parcialmente, el estado de una serie reducida de stocks.

Todo ello sin atender a las poblaciones que no son objeto de cuotas pero que son también son capturadas de manera incidental y que forman parte de los mismos ecosistemas que las especies comerciales, así como a los diferentes métodos de evaluación científica de los stocks. Todos estos factores no hacen sino agravar el estado de incertidumbre inherente a la actividad pesquera, y ponen de manifiesto la necesidad de articular mecanismos de evaluación multiespecies de las pesquerías con la finalidad de mejorar el estado de conocimiento.

En lo que concierne al estudio de las pesquerías de aguas profundas, nos hemos encontrado con una serie de limitaciones que merecen ser destacadas. Primero, luego de efectuar consultas con expertos en esta temática, podemos confirmar que la base de datos de FAO *Fishstatplus* de capturas no incluye toda la información sobre las especies y volumen capturado por la flota europea, y tampoco ofrece datos relacionados con los descartes y las capturas ilegales, por lo que los valores aquí presentados deben

considerarse como un umbral mínimo a partir del cual deberían extenderse futuros trabajos con nuevos refinamientos de los resultados presentados.

Segundo, la resolución taxonómica de las especies en pelágico-nerítico, pelágico-oceánico, batipelágico, bentopelágico, demersales y batidemersales habitualmente empleada en estos casos, no siempre posee una entidad lo suficientemente detallada, lo que dificulta la posterior desagregación para el cálculo de la profundidad y longevidad media, originando dificultades adicionales en un análisis a escala global como el aquí presentado.

Tercero, hemos empleado el rango de profundidad y longevidad media de las especies cuando existen otras variables que nos ofrecen información adicional como el tamaño, la ratio de crecimiento, la resiliencia o la vulnerabilidad intrínseca. Además, se sabe que incluso empleado la profundidad y longevidad media, muchas especies son capturadas a profundidades mayores, como el reloj anaranjado o el bacalao de profundidad. Si se dispusiera de una resolución taxonómica más refinada y se tomaran en consideración los valores de profundidad y longevidad máximos reportados, los efectos de la expansión de la flota comunitaria serían presumiblemente todavía mayores.

Con respecto a la aplicación de indicadores de sostenibilidad a las pesquerías artesanales de Galicia, las posibles limitaciones están focalizadas en aspectos como la determinación de las especies que habitualmente son capturadas por la flota de bajura y litoral. Además, la no inclusión de la variable de esfuerzo pesquero debido a la ausencia de información disponible, obliga a considerar los resultados obtenidos como conservadores a la vista de la incorporación de esta variable.

A ello se suma la no inclusión de la totalidad de los descartes que se producen en el litoral, toda vez que en este trabajo sólo hemos contado con un volumen relativamente reducido de descartes. Por último, la ausencia de datos referidos a la pesca ilegal hace más robusta la consideración de los resultados como prudentes. En todo caso, estas limitaciones en modo alguno invalidan ni las hipótesis planteadas, ni la metodología utilizada ni los valores obtenidos.

Finalmente, el estudio de la capacidad de carga de las zonas ecogeográficas del litoral gallego no está exento de factores limitantes. La distinta superficie de las zonas examinadas, las heterogéneas artes empleadas, y las diferentes mediciones de clorofila dependen de aspectos como la nubosidad, la hora del día en que se realiza, las diversas metodologías utilizadas, así como los factores de conversión de clorofila, son elementos que introducen sesgos de distinta magnitud a la hora de estimar la capacidad de carga medida en términos de productividad primaria requerida.

RECOMENDACIONES DE POLÍTICA ECONÓMICA

Uno de los objetivos centrales que tenemos como investigadores consiste en dar a conocer, de manera transparente, los resultados y las implicaciones de nuestros trabajos. En los apartados anteriores hemos reflejado los principales resultados y conclusiones a los que llegamos, de manera de poner de relieve las implicaciones que estos resultados significan. Pero nuestro trabajo debe continuar en el ámbito de las recomendaciones científicas, sugiriendo propuestas plausibles a los gestores pesqueros que deben estar orientadas en función de los resultados aquí obtenidos y de los objetivos que se pretenden alcanzar.

Es por ello que, con relación a las posibles recomendaciones de política económica que se derivan de esta investigación, podemos señalar que existe una serie de líneas de medidas de actuación tendentes a la recuperación de los stocks y que mejorarían notablemente los resultados económicos de los pescadores y de la industria. Se trata de medidas que, encuadradas a corto, medio y largo plazo, no son exhaustivas ni excluyentes entre sí ni imposibilitan la adopción de otras aquí no recomendadas.

Recomendación 1: toda política pesquera y mecanismo de regulación debe estar orientado y ser aplicado con un horizonte temporal a largo plazo

La filosofía o espíritu de las medidas de actuación deben estar encaminadas, insoslayablemente, en revertir la paradoja actualmente existente en el sector pesquero: pescar menos tiempo en una situación de sobrepesca implica mayor rendimiento y mayor volumen pero sólo a corto plazo.

Si se pretende ser serio y responsable en la aplicación de un mecanismo de regulación, debe procurarse evitar la pesca *pulsátil* y así capturar de forma intensiva el mayor volumen posible de una especie abundante y, una vez que se agote, realizar la

misma práctica con otras, de tal manera de poder regular de forma uniforme tanto la extracción como la mortalidad pesquera.

Recomendación 2: el esfuerzo pesquero de la flota comunitaria debe reducirse, al menos, por un factor de 5 o 6, en la mayor parte de las zonas de pesca

Esta recomendación se deriva de los resultados obtenidos en el capítulo relativo a las tendencias, cambios estructurales y eficiencia de la flota comunitaria. Contrariamente a los objetivos propuestos, la mayor parte de la flota de altura y gran altura ha incrementado su esfuerzo pesquero, por lo que deben adoptarse medidas de desguace de buques, en particular de las flotas de mayor envergadura. Aunque se trata de medidas delicadas que originarán desempleo y costes sociales en un período de crisis mundial, a medio y largo plazo los pescadores y el sector pesquero obtendrán, a cambio, unos recursos pesqueros en mejor estado y mejor valorados, por lo que obtendrán mayores beneficios económicos.

Recomendación 3: eliminación de los subsidios que incentivan una mayor sobrecapacidad de pesca

Otra acción que se requiere es la eliminación de los «malos» subsidios que generan mayor capacidad de pesca ya que reducen costos fijos y variables, mejoran los ingresos y mitigan los riesgos, y terminar por alentar a realizar mayores inversiones en pesquerías agotadas. Además, afecta la distribución de los ingresos, ya que beneficia únicamente a quienes los reciben, sin contribuir con ningún beneficio económico al resto de la sociedad. Igualmente, la sociedad, a través de sus impuestos, recibe en contraprestación unos recursos pesqueros diezmados y sólo en el corto plazo, puesto que a largo plazo y ante la escasez de pescado, los precios tenderán a subir, por lo que sólo podrán acceder a productos pesqueros aquellos con rentas altas. Esto provoca, en

última instancia, una desigual distribución de los recursos proteínicos básicos para un buen mantenimiento de la salud de la población.

Recomendación 4: promover el establecimiento de una red de áreas marinas protegidas

La creación de una red de áreas marinas protegidas debe adoptarse atendiendo a la intensidad del esfuerzo pesquero y la vulnerabilidad de las especies consideradas. En estos casos, deben tomarse a un «*nivel prioritario*» respecto a los demás mecanismos de regulación, tanto si se trata de pesquerías en buen estado como en pesquerías agotadas, en especial cuando se trate de zonas de cría y de juveniles. En el litoral gallego, las experiencias hasta el momento implementadas arrojan resultados exitosos, por lo que se recomienda su extensión a otras áreas o especies vulnerables.

Recomendación 5: establecer planes socioeconómicos progresivos para los pescadores

En caso de suspensión o abandono de la actividad pesquera como resultado de cualquiera de estas medidas, deben preverse planes sociales que incentiven a los pescadores a continuar, como medida prioritaria, en todo el proceso productivo del sector pesquero. Existe una tradición de transferencia de conocimiento de generación en generación que en los últimos años se ha visto debilitada por la crisis del sector y por las expectativas económicas de los jóvenes.

No es cierto que la pesca no sea rentable, económica y profesionalmente atractiva, lo que es cierto es que el «*actual*» sistema incentiva a la diversificación de la pesca hacia otras actividades como el turismo o la pesca deportiva. Por esto, es que resulta necesario modificar los mecanismos vigentes y transformar la gobernanza hacia métodos de captura más sostenibles y de mayor rentabilidad. Una vez que esto suceda el

atractivo a trabajar en el sector pesquero entendido en su sentido más amplio (industria, administración, investigación, etc.) estará nuevamente en boga.

Recomendación 6: transformar los mecanismos de subasta

Como regla general, los pescadores pretenden incrementar su productividad o bien ante un exceso de oferta, auto-controlar el volumen de producción con el objeto de obtener precios más elevados en primera venta. Esto se vincula estrechamente con los mecanismos de subasta existentes, en particular, en Galicia. Ante un escenario de reducidos precios, el pescador tenderá a incrementar el esfuerzo pesquero para obtener, al menos, los mismos rendimientos económicos. Por eso, el principal problema de la subasta a la baja consiste en que los armadores/marineros/cofradías de pescadores no pueden repercutir los incrementos de los costes de explotación sobre los precios de venta de la subasta, como sucede en otras actividades económicas. El pacto previo de precios o simplemente dejarse llevar por la tendencia bajista de la subasta, hace que asegurar la viabilidad económica de la pesca vía la generación de beneficios sea una tarea ardua y difícilmente planificable. Ante esta problemática, deben buscarse nuevas fórmulas que permitan valorizar los productos pesqueros garantizando, al mismo tiempo, la protección del consumidor y el fomento de la diversificación de la producción.

Aunque cada una de las alternativas a la comercialización tradicional posee ventajas e inconvenientes, las fórmulas podrían ser desde la subasta a alza donde el responsable de la subasta decide un precio de partida en función de su conocimiento del mercado y los compradores pujan por un precio determinado; la subasta *on-line* donde se da acceso a un mayor número de compradores potenciales y, con ellos, se obtendrían mejores precios; los contratos de aprovisionamiento entre un barco y un comprador que garantice un precio por la captura, calidad y tamaño del pescado capturado.

Otra de las posibles opciones consiste en la comercialización directa donde las cofradías, asociaciones de armadores u organizaciones de productores llegan a un acuerdo con una o varias empresas para que, en función de las circunstancias de mercado, desarrollen y capten clientes para la comercialización directa, eficiente y estable. En definitiva, la adopción de cualquiera de estos mecanismos u otros que funcionen con esta dinámica, o de la posible combinación entre alguno de ellos dependerá de la capacidad y/o madurez de asociacionismo empresarial de los agentes económicos, de las necesidades locales, y de los caracteres de las especies capturadas en cada una de las zonas.

Recomendación 7: crear mecanismos de acceso y derechos de propiedad que privilegien a la pesca artesanal

En caso de adoptar un mecanismo de regulación que se base en la transferibilidad de derechos de pesca como las cuotas individuales, debería adoptar la forma de un programa de carácter transitorio y adaptativo, dando preferencia a la pesca artesanal sobre la pesca industrial. Realizamos esta recomendación en base a las evidencias científicas que confirman la inferencia de sentido común que los pescadores tienen un conocimiento local del recurso, del medio y de su uso que tenderá a evitar el colapso de su medio de vida local.

Suelen, asimismo, emplear artes de pesca pasivos y tener menor consumo de energía (gasóleo) en sus flotas, por lo que ocasionarán un menor efecto negativo sobre los recursos. Por el contrario, las flotas extranjeras no tienen esa motivación aun en los casos de programas de cooperación, y sólo en la medida en que exista un compromiso contrastable de inversión en tierra, valor añadido y empleo generado en tierra a largo plazo, se podría considerar otorgar cierta preferencia, aunque siempre sujeta a las necesidades de la pesca artesanal.

Recomendación 8: adoptar la co-gestión como método de regulación de las pesquerías artesanales

La responsabilidad directa de los pescadores y las comunidades locales en el proceso de toma de decisiones y en la explotación directa de los recursos, presumiblemente mejorará el estado de los recursos y la rentabilidad económica de las flotas. Esta responsabilidad incluso en la publicidad y transparencia de los resultados obtenidos y de las sanciones impuestas a los que vulneran el sistema, actúa como un mecanismo de persuasión económico y de naturaleza moral eficiente en las comunidades de pescadores que redundará en un sistema más eficiente económicamente, y más conservador en términos de protección de los recursos.

Recomendación 9: adoptar un régimen de sanción y publicidad de prácticas o sostenibles e ilegales de pesca

La creciente publicidad de las prácticas no sostenibles o las acciones de pesca ilegal deben ser incorporadas en el sistema de regulación y gestión de pesquerías por parte de los órganos competentes locales, regionales y nacionales, de tal manera que la sociedad en su conjunto tenga conocimiento de tales acciones.

El otorgamiento o renovación de licencias, permisos o derechos de pesca debe estar condicionado a la no existencia de procesos administrativos o judiciales en virtud de vulneración de la normativa pesquera, incluso aunque se encuentren en curso. El principio de precaución podría ser un fundamento adecuado para el no otorgamiento o revocación en su caso, al menos de manera provisoria, de los permisos o derechos de pesca.

Recomendación 10: eco-etiquetados de productos capturados de forma sostenible

Como consumidores, una de las acciones directas efectivas que podemos adoptar es la compra de productos pesqueros etiquetados que se hayan sido capturados de manera sostenible y/o que no procedan de pesquerías agotadas. La experiencia razonablemente satisfactoria del *Marine Stewardship Council* constituye un buen ejemplo de este tipo de prácticas. Por otra parte, las campañas de concientización y la creación de programas educativos sobre información de vedas, tamaños de peces y épocas de consumo son un instrumento muy importante en la consecución de prácticas pesqueras sostenibles.

FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

En esta memoria creemos haber demostrado el cumplimiento de los principales objetivos planteados, lo que, en todo, ha generado múltiples y nuevos interrogantes. En lo que se refiere a la reconstrucción estadística de las capturas, los resultados presentados constituyen un punto de partida esencial para la incorporación de mayor información relativa a descartes, así como de otras variables como el esfuerzo pesquero que sin duda mejoraría sustancialmente estos resultados.

Otra mejora cuantitativa y cualitativa estriba en la inclusión del volumen de pesca ilegal, no reglada y no reglamentada, información que podría recogerse de manera indirecta a través de las sanciones administrativas impuestas por la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. Estas dos cuestiones animan a continuar trabajando en esta línea abierta de investigación. Todo ello redundaría en un mejor conocimiento de la realidad del subsector pesquero artesanal, lo que sin duda permitiría la adopción de mejores mecanismos de gestión en el futuro, en forma de cuotas individuales transferibles, derechos territoriales como en el marisquero, o bien a través de fórmulas cooperativas de gestión.

Una nueva línea de investigación aun no desarrollada en Galicia y escasamente realizada en España radica en mejorar las estimaciones de la productividad primaria requerida para las capturas efectuadas en todo el litoral gallego. Esto permitiría emplear modelos bioeconómicos de simulación ecosistémicos de aplicación mundial y reconocidos internacionalmente como el ECOPATH, ECOSIM y ECORANGER, que consideran las relaciones tróficas de las especies capturadas, así como la posibilidad de realizar estimaciones utilizando factores de descuento intergeneracional.

Existen, además, dos líneas de investigación que desarrollamos en el futuro inmediato vinculado con la pesca artesanal. La primera está vinculada con la utilización del modelo ECOPATH que permitiría estimar los efectos del cambio climático en las pesquerías artesanales de nuestra costa. La segunda línea de investigación no desarrollada en España, al menos en lo que a nuestro conocimiento se refiere, es la realización de estimaciones del valor de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas marinos de las rías gallegas.

Se trata de emplear el modelo ECOPATH con la finalidad de efectuar análisis de valoración de un mayor refinamiento por zonas del litoral, lo que permitiría conocer con gran detalle el valor de nuestra riqueza marina. Además, este tipo de valoraciones tendría un beneficio adicional desde la perspectiva del instrumental analítico de valoración de pérdidas económicas derivadas de catástrofes marítimas como las del *Aegean Sea* y el *Prestige*, en la medida que nos aportaría información hasta hoy inexistente y constituirían valiosas aportaciones para un escenario futuro de nuevas mareas negras u otros acontecimientos de contaminación del litoral.

Una tercera línea de investigación abierta a partir de los resultados aquí obtenidos, consiste en el desarrollo de un protocolo de evaluación multiespecífica de las pesquerías artesanales en Galicia, adoptando la metodología de *Rapfish* ya mencionada en el Capítulo 6. Esta rutina metodológica y estadística, permitiría profundizar en el examen de la sostenibilidad en sus diversos componentes biológico, ecológico, económico, y social, efectuando recomendaciones de política económica en concordancia con el Código de Conducta para la Pesca Responsable y los demás instrumentos internacionales.

A MODO DE CONCLUSIÓN

A lo largo de esta memoria de tesis doctoral hemos intentado indagar y profundizar en el análisis de la sostenibilidad de los recursos pesqueros en la Unión Europea. En particular, decidimos focalizar nuestra atención, en la primera parte, en explorar el funcionamiento de la política estructural y sus implicaciones sobre la presión de la flota pesquera de la UE-15 en términos de esfuerzo pesquero, rentabilidad del capital y rentabilidad económica.

Además, y partiendo de esta premisa, hemos procurado analizar los efectos del funcionamiento de la política pesquera de la Unión Europea sobre los recursos pesqueros en aguas comunitarias y en los caladeros de aguas profundas. Estos efectos se han examinado, en Europa, desde la perspectiva del seguimiento de todos los indicadores actualmente disponibles, mientras que el análisis de sostenibilidad de las aguas profundas se ha medido en términos de la evolución de la longevidad y profundidad media de las capturas de la flota de la Unión Europea en todo el mundo.

En la segunda parte de esta memoria, empleamos los indicadores de sostenibilidad índice trófico marino e índice de pesquerías en balance. Básicamente, el objetivo de estos indicadores consiste en testear o medir la biodiversidad marina a través del análisis de capturas, descartes y niveles tróficos. Combinando esta información de forma coherente, es posible establecer lineamientos de patrones de explotación relativamente precisos, que permiten identificar si los recursos pesqueros están siendo explotados de forma sostenible o no. Además, esta técnica permite indagar si los ecosistemas o zonas de pesca con características biogeoquímicas más o menos homogéneas, se encuentran balanceados en términos ecológicos.

Las técnicas empleadas en este trabajo de investigación han sido creadas, reconocidas y están siendo utilizadas por los expertos de mayor prestigio mundial en el estudio de los ecosistemas marinos, tanto en los países del Hemisferio Norte y Sur. Es por ello que los análisis y resultados son novedosos, y contribuyen a la mejora del conocimiento de la realidad de los ecosistemas marinos en sus esferas geográfica y temporal anteriormente no desarrolladas.

En cuanto a la información requerida, las técnicas y metodologías empleadas en esta memoria de tesis demandan de un enorme volumen de estadísticas e información. Respecto a la evolución de la capacidad pesquera y al examen de la situación de los recursos pesqueros en la Unión Europea, hemos utilizado todas las variables estadísticas disponibles, presentando el estudio más exhaustivo que se haya realizado hasta el momento. Ante el desconocimiento de los niveles de explotación de las pesquerías de aguas profundas, esta memoria marca las pautas esenciales para el conocimiento de los niveles de explotación de las especies que captura la flota europea en todo el mundo, en la medida en que se utilizan los indicadores adecuados como la longevidad y la profundidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdallah, P., Villasante, S., Sumaila, U.R. (2007) Fisheries development and rebuilding marine ecosystems in South America: a case study of Argentina and Brazil, North American Association of Fisheries Economics Conference, Merida, Mexico, March 27-30th.
- Accadia, P., Spagnolo, M. (2006) Socio-economic indicators for the Adriatic Sea demersal fisheries, IFFET 2006 Proceedings, Portsmouth.
- Adriaanse, A. (1993) Environmental policy performance indicators. A study on the development of indicators for environmental policy in the Netherlands, Sdu Uitgeverij Koninginnergrach, The Netherlands.
- Adger, N., Hughes, T.O., Folke, C., Carpenter, S.R., Rockström, S.J. (2005) Social–ecological resilience to coastal disasters, *Science* 309 (5737):1036-1039.
- Ahrens, M. A., Peters, R. H. (1991) Patterns and limitations in limnoplankton size spectra, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:1967-1978.
- Agnew, D., Pearce, J., Pramod, G., Watson, R., Beddington, J.R., Pitcher, T.J. (2009) Estimating the worldwide extent of illegal fishing, *PloS ONE* 4(2):4570.
- Agnew, D., Hill, S.L., Beddington, J.R., Purchase, L.V., Wakeford, R.C. (2005) Sustainability and management of Southwest Atlantic squid fisheries, *Bulletin of Marine Science* 76(2):579-593.
- Agnew, D., Barnes, A.T. (2003) The economic and social effects of IUU/FOC Fishing. A report for the Organisation for Economic Cooperation and Development, MRAG, London, Ltd, 47 Princes Gate, London, 29 p.
- Agüero, M., González, E. (1996) Managing transboundary stocks of small pelagic fish: problems and options, *World Bank Discussion Paper N° 329*, Fisheries Series, Washington.
- Ainley, D.G., Blight, L.K. (2009) Ecological repercussions of historical fish extraction from the Southern Ocean, *Fish and Fisheries* 10:13-38.
- Ainsworth, C.H. and Pitcher, T.J. (2005) Estimating illegal, unreported and unregulated catch in British Columbia's marine fisheries, *Fisheries Research* 75:40-55.

- Ainsworth, C.H., Sumaila, U.R. (2004) Intergenerational valuation of fisheries resources can justify long-term conservation: a case study in Atlantic cod (*Gadus morhua*), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 62:1104-1110.
- Alba, P. (2006) A xestión dos usos do litoral e o aproveitamento dos recursos mariños en Galicia, VIII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 6-7 outubro 2005, p. 25-31.
- Alcaraz, M., Vives, F. (1979) La cadena que conduce a los peces y a los cetáceos, *In* VVAA. *Estudio y explotación del mar en Galicia*, Universidad de Santiago de Compostela, p. 169-214.
- Alder, J., Sumaila, U.R. (2004) Western Africa: a fish basket of Europe past and present, *The Journal of Environment Development* 13:459-461.
- Alder, J., Pitcher, T.J., Preikshot, D., Kaschner, K., Ferriss, B. (2000) How good is good? A rapid appraisal technique for evaluation of the sustainability status of fisheries of the North Atlantic, *In* Pauly, D., Pitcher, T.J. (eds.) *Methods for evaluating the impacts of fisheries on North Atlantic ecosystems*, *Fisheries Centre Research Reports* 8(2):136-182.
- Algaebase (2008) Algaebase <http://www.algaebase.org/> (acceso 02/10/08)
- Allison, E., Perry, L., Badjeck, M.C., Adger, W.N., Brown, K., Conway, D. Halls, A.S, Pilling, G.M., Reynolds, J.D., Neil L. Andrew, N.L, Dulvy, N.K. (2009) Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries, *Fish and Fisheries* 1:2-19.
- Allison, G., Lubchenco J., Carr, M. (1998) Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation, *Ecological Applications* 8:S79-S92.
- Alonso-Allende, J.M. (1980) Distribución de la cigala (*Nephrops norvegicus*) en las costas de Galicia, *Investigación Pesquera* 44(2):347-360.
- Alonso-Allende, J.M., Vázquez, A., Labarta, E., Fuertes, J.R., Pérez-Gándaras, G., Tourón, J. (1978) Análisis de la pesquería demersal de Galicia. Resultados de la campaña Galicia III (junio 1976), *Resp. Exp. Cient. B/O 'Cornide', Suplemento Investigación Pesquera* 7:93-130.
- Álvarez, F., Porteiro, C., Cruces, X. (1986) Análisis de la pesquería de cerco en Galicia. *Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía N° 15*.

- Álvarez-Salgado, X.M., Fernández-Reiriz, M.J., Labarta, U., Filguera, R., Peteiro, L., figueiras, F.G., Piedracoba, S., Rosón, G. (2009) Influencia do cambio climático no cultivo de mexillón das rías galegas. In Muñuzuri, V.P., Fernández Cañamero, M., Gómez Gesteira, J.L. (coord.) *Evidencias do cambio climático en Galicia*, Xunta de Galicia, Consellería de Medio e Desenvolvemento Sostible, p. 373-390.
- Álvarez-Salgado, X.M., Beloso, S., Joint, I., Nogueira, E., Chou, L., Pérez, F.F., Groom, S., Cabanas, J.M., Rees, A.P., Elskens, M. (2002) New production of the NW Iberian shelf during the upwelling season over the period 1982-1999, *Deep-Sea research* 49:1725-1739.
- Álvarez-Salgado X.A, Rosón G., Perez F.F., Figueiras F.G., Pazos Y. (1996) Nitrogen cycling in an estuarine upwelling system, the Ria de Arousa (NW Spain). Short-time-scale patterns of hydrodynamic and biogeochemical circulation, *Marine Ecology Progress Series* 135:259-273.
- Alverson, D.L. Hughes, S.E. (1996) Bycatch: from emotion to effective natural resource management, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6:443-462.
- Alverson, D.L. Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J.G. (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards, *FAO Fisheries Technical Paper N° 339*, FAO, Rome, 257 p.
- Anaya Turrientes, A., Juste Ruiz, J. (1986) La Política agrícola y de pesca en la Comunidad Europea, Madrid, Trivium.
- Andersen, J.L., Nielsen, M., Lindebo, E. (2009) Economics gains of liberalising access to fishing quotas within the European Union, *Marine Policy* 33:497-503.
- Anderson, O.F., Clark, M. (2003) Analysis of bycatch in the fishery for orange roughly, *Hoplostethus atlanticus*, on the South Tasman Rise, *Marine and Freshwater Research* 54(5):643-652.
- Anderson, J.L. (1986) The economics of fisheries management, Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Arancibia, H, Neira, S. (2005) Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings, *Scientia Marina* 69:295-300.
- Armstrong, C. W. (2007) A note on the ecological–economic modelling of marine reserves in fisheries, *Ecological Economics* 62:242-250.

- Armstrong, C.W., Sumaila, U.R. (2001) Optimal allocation of TAC and the implications of implementing an ITQ management system for the North-East Arctic cod, *Land Economics* 77(3):350-359.
- Armstrong, C.W., Flaaten, O. (1991) The optimal management of a transboundary fishery resource, *In* Arnason, R., Bjørndal, T. (eds.) *The Arcto-Norwegian cod stock, essays on the economics of migratory fish stocks*, Berlin, Springer-Verlag, p. 137-152.
- Anadón, E. (1954) Estudios sobre la sardina de noroeste español, *Publicación Instituto Biología Aplicada*, XVIII:43-106.
- Arnason, R., Magnusson, G. Agnarsson, S. (2000) The Norwegian spring-spawning herring fishery: a stylized game model, *Marine Resource Economics* 15:293-319.
- Arnáiz Ibarrondo, R. (2009) A pesca de baixura en Galicia: situación actual e perspectivas. *Economía Pesqueira: Achegas desde un curso universitario*. Editorial Sotelo Blanco, Santiago de Compostela (en prensa).
- Arnáiz Ibarrondo, R. (dir.) (2007) La pesca de pulpo común con nasas en la costa gallega 1999-2004. Los recursos marinos de Galicia, *Serie Técnica Nº 6*, Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Arnáiz Ibarrondo, R. (dir.) (2005) La pesquería de calamar y puntilla boliche en las Rías Baixas gallegas 1999-2003. Los recursos marinos de Galicia, *Serie Técnica Nº 3*, Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Atkinson, A., Siegel, V., Pakhomov, E., Rothery, P. (2004) Long-term decline in krill stock and increase in slaps within the Southern Ocean, *Nature* 432:100-103.
- Ayres, R.U. (1996) Limits to growth paradigm, *Ecological Economics* 19:117-134.
- Auster, P.J., Maltesta, R.J., Langton, R.W., Watling, L., Valentine, P.C., Donaldson, C. L.S., Langton, E.W., Shepard, A.N., Babb G. (1996) The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): implications for conservation of fish populations, *Reviews in Fisheries Science* 4:185-202.
- Baeta, F., Costa, M.J., Cabral, H. (2009) Changes in the trophic level of Portuguese landings and fish market price variation in the last decades, *Fisheries Research* 97: 216-222.

- Baird, J., Bishop, C., Brodie W., Murphy, E. (1992) An assessment of the cod stock in NAFO divisions 2J3KL, CAFSAC Research Document 92/75.
- Bairse, J.A. (2000) Chronicle of Cuban marine fisheries, *FAO Fisheries Technical Papers N° 394*, 26 p.
- Baker, G.B., Double, M.C., Gales, R., Tuck, G.N., Abbott, C.L., Ryan, P.G., Petersen, S.L., Robertson, C.J., Alderman, R. (2007) A global assessment of the impact of fisheries-related mortality on shy and white-capped albatrosses: Conservation implications, *Biological Conservation* 137:319-333.
- Bakun, A., Beyer, J., Pauly, D., Pope, J.G, Sharp, G.D. (1982) Ocean sciences in relation to living resources, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 39, 1059-1070.
- Ballard, K., Roberts, J. (1977) Empirical estimations of the capacity utilisation rates of fishing vessels in 10 major Pacific coast fisheries, National Marine Fisheries Service, Washington DC.
- Barry, B. (1999) Sustainability and intergenerational justice, *In Dobson, A. Fairness and futurity. Essays on environmental sustainability and social justice*, Oxford University Press, New York, p. 93-117.
- Barton, J., Agnew, D., Purchase, V. (2004) The Southwest Atlantic; achievements of bilateral management and the case for a multilateral arrangement, *In Payne, A.I., O'Brien, C.M., Rogers, S.I. Management of shared stocks*, Blackwell Publishing Ltd., Oxford, p. 202-222.
- Basson, M., Beddington, J.R., Crombie, J.A., Holden, S.J., Purchase, L.V. Tingley, G.A. (1996) Assessment and management of annual squid stocks: the *Illex argentinus* fishery in the Southwest Atlantic as an example, *Fisheries Research* 28:3-29.
- Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J., Doherty, P.A. (2003) Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic, *Science* 299:389-392.
- Beddington, J.R, Agnew, D.J., Clark, C.W. (2007) Current problems in the management of marine fisheries, *Science* 22 (316):1713-1716.

- Beddington, J.R., Kirkwood, G.P. (2007) Fisheries, *In* May, R.M., McLean, A.R. (eds.) *Theoretical ecology: principles and applications*, Oxford University Press, Oxford, p. 148–157.
- Bellido, J.M., Pérez, N. (2004) An optimal allocation hauls sampling in order to reduce bias within fishing trip in trawlers operating in the Grand Sole and Porcupine areas (NE Atlantic) ICES CM 2004/FF:01, ICES ASC Sept. 2004, Vigo (Spain).
- Berkes, F., Hughes, T.P., Steneck, R.S., Wilson, J.A., Bellwood, D.R., Crona, B., Folke, C., Gunderson, L.H., Leslie, H.M., Norberg, J., Nystrom, M., Olsson, P., Osterblom, H., Scheffer, M. Worm, B. (2006) Globalization, roving bandits and marine resources, *Science* 311:1557-1558.
- Berkes, F., Folke, C. (2002) Back to the future: ecosystem dynamics and local knowledge, *In* Gunderson, L.H., Holling, C.S. (eds.) *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*, Island Press, Washington, p. 121-146.
- Berkes, F. (2002) Cross-scale institutional linkages: perspectives from the bottom up, *In* Ostrom, E.T., Dietz, T., Dolsak, N., Stern, P.C., Stonich, S., Weber, E.U. (eds.) *The drama of the commons*, National Academy Press, Washington, DC, p. 293-321.
- Berkes, F., Folke, C. (eds.) (1998) *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Berman, M., Sumaila, U.R. (2006) Discounting, amenity values, and marine ecosystem restoration, *Marine Resource Economics* 21:211-219.
- Bermejo, B., Fernández Pulpeiro, E., Lustres Pérez, V., César Aldariz, J. (2006) Seguimiento del recubrimiento de los bancos naturales de semilla de mejillón (*Mytilus galloprovinciales* Lamarck, 1818) en las costas gallegas entre noviembre de 2001 y agosto de 2005, VIII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 6-7 outubro 2005, p. 233-238.
- Bermejo, R. (2001) *Economía sustentable: Principios, conceptos e instrumentos*, Bilbao, Bakeaz.
- Bermejo, R. (1994) *Manual para una economía ecológica*, Bilbao, Bakeaz.

- Beverton, R.J.H., Holt, S.J. (1957) On the dynamics of exploited fish populations. UK *Min. Agric. Fish., Fish. Invest.* (Ser. 2)19:533.
- Bhathal, B., Pauly, D. (2008) 'Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950-2000, *Fisheries Research* 91(1):26-34.
- Bhathal, B. (2005) Historical reconstruction of Indian marine fisheries catches, 1950-2000, as a basis for testing the 'Marine Trophic Index', *Fisheries Centre Research Report* 13(4):122 p.
- Binh, C.T., Phillips, M.J., Demaine, H. (1997) Integrated shrimp–mangrove farming systems in the Mekong Delta of Vietnam, *Aquaculture Research* 28:599-610.
- Blanton, J.O., Atkinson, L.P., Castillejo, F., Lavin, A. (1982) Control upwelling of the Rías Bajas, Galicia, NW Spain, Hydrographic studies, ICES Symposium on Biological – Productivities of Continental Shelves, Kiel R.F. Germany.
- Bode, A., Cabanas, J.M., Porteiro, C., Santos, M.B. (2009) Variabilidade interanual da sardiña en Galicia e na rexión ibérica, In Muñuzuri, V.P., Fernández Cañamero, M., Gómez Gesteira, J.L. (coord.) *Evidencias do cambio climático en Galicia*, Xunta de Galicia, Consellería de Medio e Desenvolvemento Sostible, p. 341-354.
- Bode, A., Casas, B., Fernández, E., Marañón, E., Serret, P., Varela, M. (1996) Phytoplankton biomass and production in shelf waters off NW Spain: spatial and seasonal variability in relation to upwelling, *Hydrobiologia* 341:225-234
- Bode, A., Varela, M. (1998) Primary production and phytoplankton in three Galician Rias Altas (NW Spain): seasonal and spatial variability, *Scientia Marina* 62:319-330.
- Bode, A., Varela, M. (1994) Planktonic carbon and nitrogen budgets for the N-NW Spanish shelf: The role of pelagic nutrient regeneration during upwelling events, *Scientia Marina* 58(3):221-231.
- Boletzky, S., Hanlon, R. (1983) A review of laboratory maintenance, rearing and culture of cephalopod molluscs, *Memoirs of the Natural Museum of Victoria* 44:147-187.
- Boncoeur, J. (1996) Surpêche, surcapacité, pêche responsable: une approche économique, *Espaces et ressources maritimes* 10:237-253.

- Bonfil, R., Munro, G., Sumaila, U R., Valtysson, M., Pitcher, T., Preikshot, D., Haggan, N., Pauly, D. (1998) Distant Water Fleets: an ecological, economic and social assessment, *Fisheries Centre Research Reports* 6(6):111 p.
- Booth, S., Zeller, D., Pauly, D. (2008) Baseline study for marine fisheries catch from Artic Alaska (1950-2006), Fisheries Centre, University of British Columbia, 16 p.
- Borja, A., Bricker, S., Dauer, D.M., Demetriades, N., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C. (2008) Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide, *Marine Pollution Bulletin* 56:1519-1537.
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., Peterson, C.H. (1997) The Management of Fisheries and Marine Ecosystems, *Science* 277(5325):509-515.
- Boude, J.P., Boncoeur, J., Billo, D. (2001) Regulating the access to fisheries: learning from European experiences, *Marine Policy* 25(4):313-322.
- Bowen, R.E., Riley, C. (2003) Socio-economic indicators and integrated coastal management, *Ocean and Coastal Management* 46(3-4):299-312.
- Boyd, H., Charles, A. (2006) Creating community-based indicators to monitor sustainability of local fisheries, *Ocean and Coastal Management* 49:237-258.
- Branch, T. (2009) How do individual transferable quotas affect marine ecosystems? *Fish and Fisheries* 10:39-57.
- Branch, T. (2008) Not all fisheries will be collapsed in 2048, *Marine Policy* 32(1):38-39.
- Brander, K. (2006) Assessment of possible impacts of climate change on fisheries, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Berlin, 26 p.
- Brander, K.M. (2003) Fisheries and climate, In Wefer, G., Lamy, G., Mantoura, F., (ed.) *Marine science frontiers for Europe*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg; New York, Tokyo, p. 29-38.
- Brasão, A., Duarte, C.C., Cunha-E-Sá, M.A. (2000) Managing the Northern Atlantic bluefin tuna fisheries: the stability of the UN Fish Stock Agreement, *Marine Resource Economics* 15:341-360.

- Brawer, J. (2005) Establishing indicators for biodiversity, *Science* 308:791.
- Bridger, J.P. (1978) New deep-water trawling grounds to the west of Britain, *Laboratory Leaflet N° 41*, MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, 40 p.
- Browman, H.I., Stergiou, K.I. (2004) Marine protected area as a central element of ecosystem-based management defining their location, size and number, *Marine Ecology Progress Series* 274:271-272.
- Brunetti, N., Ivanovic, M., Aubone, A., Rossi, G. (2000) Calamar (*Illex argentinus*), In Rezzi, S., Akselman, R., Boschi, E. (Eds.) *Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata, Años 1997-1998, con actualización de 1999*, p. 103-116, INIDEP, *Contribución N° 1129*, Mar del Plata.
- Burkenroad, M.D. (1953) Theory and practice of marine fishery management, *Journal du Conseil pour l'Exploration de la Mer* 18:300-310.
- Burkenroad, M.D. (1948) Fluctuations in abundance of Pacific Halibut, *Bulletin Bingham Oceanography College* 11(4):81-129.
- Caddy, J., (2004) Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61(8):1307-1324.
- Caddy, J., Garibaldi, L. (2000) Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database, *Ocean and Coastal Management* 43:615-655.
- Caddy, J., Csirke, J., Garcia, S.M., Grainger, R.J.L. (1998) How pervasive is fishing down marine food webs, *Science* 282:1383.
- Caddy, J. (1997) Checks and balances in the management of marine fish stocks: organizational requirements for a limit point approach, *Fisheries Research* 30:1-15.
- Caddy, J., Mahon, R. (1995) Reference points for fisheries management, *FAO Fisheries Technical Paper N° 347*, Rome, 83 p.
- Caddy, F., Csirke, J. (1983) Approximations to sustainable yield for exploited and unexploited stocks, *Oceanographie Tropical* 18:3-15.

- Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR) (2007) Informe de la vigésimo sexta reunión de la Comisión, Hobart, Australia 22 octubre–2 noviembre de 2007.
- Calbet A., Landry M.R., Nunnery S. (2001) Bacteria–flagellate interactions in the microbial food web of the oligotrophic subtropical North Pacific, *Aquatic Microbial Ecology* 23:283-292.
- Caldeira K., Wickett M.E. (2003) Anthropogenic carbon and ocean PH: the coming centuries may see more ocean acidification than the past 300 million years, *Nature* 425:365.
- Carpintero Redondo, O. (2005) El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1950-2000). Fundación César Manrique, Madrid.
- Carpintero Redondo, O. (1999) Entre la economía y la naturaleza, Madrid, Fundación 1º de Mayo.
- Catarci, C. (2004) World markets and industry of selected commercially exploited aquatic species with an international conservation profile, *FAO Fisheries Circular N° 990*, 186 p.
- Carson, R.T., Mitchell, R.C., Hanemann, W.M. Kopp, R.J. Presser, S. Ruud, P.A. (1992) A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill. A report to the Attorney general of the State of Alaska.
- Casas, B., Varela, M., Bode, A. (1995) Seasonal succession of phytoplankton species on the coast of A Coruña (Galicia, Northwest Spain), *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 15(1-4):413-429.
- Cash, D.W., Moser, S. (2000) Linking global and local scales: designing dynamic assessment and management processes, *Global Environmental Change* 10:109-120.
- Castilla, J.C., Defeo, O. (2005) Paradigm shifts needed for world fisheries, *Science* (309):1324-1325
- Castilla, J.C., Defeo, O. (2001) Latin-American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11:1-30.

- Castilla, J.C., Fernández, M. (1998) Small-Scale benthic fisheries in Chile: on co-management and sustainable use of benthic invertebrates, *Ecological Applications* 8:S124-S132.
- Castillo, S., Mendo, J. (1987) The Peruvian Anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of changes, *In* Pauly, D., Tsukayama, I. (eds.) *ICLARM, Stud. Rev.* 15: 109-116, ICLARM, Manila, Philippines.
- Cazenave, A., Nerem, R.S. (2004) Present-day sea level change: Observations and causes, *Review of Geophysics* 42:1-20.
- Census of Marine Life (2008) Census of Marine Life <http://www.coml.org/> (acceso 05/12/2007).
- Cermeño, P., Marañón, E., Pérez, V., Serret, P., Fernández, E., Castro, C.G. (2006) Phytoplankton size structure and primary production in a highly dynamic coastal ecosystem (Ría de Vigo, NW Spain): seasonal and short-time scale variability, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67:251-266.
- Centro de Investigaciones Submarinas (CIS) (1991) Caladeros de pesca del litoral gallego. Fundación Caixa Galicia, La Coruña.
- Cephbase (2008) Cephbase. <http://www.cephbase.utmb.edu/> (acceso 07/08/2008).
- Cesar, H., Chong, C.K. (2004) Economic valuation and socioeconomics of coral reefs: methodological issues and three case studies, p. 14-40 *In* Mahfuzuddin A, Chiew K.C., Herman C. (eds.) *Economic valuation and policy priorities for sustainable management of coral reefs*. WorldFish Center Conference Proceedings 70, 222 p.
- Cerviño-Otero, A., Ojea, J., Nóvoa, S., Martínez, D. (2006) Ciclo reproductivo de la almeja babosa (*Venerupis pullastra* Montagu, 1803), VIII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 6-7 outubro 2005, p. 255-256.
- Chapin, F.S., Sturm, M., Serreze, M.C., McFadden, J.P., Key, J.R., Lloyd, A.H., McGuire, A.D., Rupp, T.S., Lynch, A.H., Schimel, J.P., Beringer, J., Chapman, W.L., Epstein, H.E., Euskirchen, E.S., Hinzman, L.D., Jia, G., Ping, C.L., Tape, K.D., Thompson, C.D., Walker, D.A., Welker, J.M. (2005) Role of land-surface changes in Arctic summer warming, *Science* 310:657-660.

- Charles, A.T., Burbidge, C., Boyd, H., Lavers, A. (2009) Fisheries and the marine environment in Nova Scotia: searching for sustainability and resilience, GPI Atlantic, Nova Scotia, Canada.
- Charles, A.T., Wilson, L. (2009) Human dimensions of Marine Protected Areas, *ICES Journal of Marine Science* 66:6-15.
- Charles, A.T. (1998) Living with uncertainty in fisheries: analytical methods, management priorities and the Canadian groundfishery experience, *Fisheries Research* 37:37-50.
- Charles, A.T. (1995) Fishery science: the study of fishery systems, *Aquatic Living Resources* 8:233-239.
- Charles, A.T. (1994) Towards sustainability: the fishery experience, *Ecological Economics* 11:201-211.
- Cheung, W., Close, C., Lam, V.W., Watson, R., Pauly, D. (2008a) Application of macroecological theory to predict effects of climate change on global fisheries potential, *Marine Ecology Progress Series* 365:187-197.
- Cheung, W., Sumaila, U.R. (2008) Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem, *Ecological Economics* 66:193-210.
- Cheung, W., Watson, R., Morato, T., Pitcher, T.J., Pauly, D. (2007) Intrinsic vulnerability in the global fish catch, *Marine Ecology Progress Series* 333:1-12.
- Cheung, W., Pitcher, T. (2005a) Simulations of the Falklands Islands marine ecosystem: climate, penguins and squid fisheries, In Palomares, M.L., Pruvost, P., Pitcher, T., Pauly, D. (2005) *Modeling antartic marine ecosystems, Fisheries Research Reports* 13(7):85-91.
- Cheung, W., Pitcher, T. (2005) A mass-balanced model of the Falkland Islands fisheries and ecosystems, In Palomares, M.L., Pruvost, P., Pitcher, T., Pauly, D. (2005) *Modeling antartic marine ecosystems, Fisheries Research Reports* 13(7):65-84.
- Chesson, J., Clayton, H. (1998), A framework for assessing fisheries with respect to ecologically sustainable development, Bureau of Rural Sciences, Canberra.

- Chevalier, S.; Choiniere, R., Bernier, L.(1992) User guide to 40 community health indicators, Community Health Division, Health and Welfare Canada, Ottawa.
- Christensen, V. Walters, C. (2004) Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations, *Ecological Modeling* (2-4):109-139.
- Christensen, V., Gu nette, S., Heymans, J.J., Walters, 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. (2000) Indicators for marine ecosystems affected by fisheries, *Marine Freshwater Resource* 51:447-450.
- 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. (1996) Virtual population reality. *Reviews of Fish Biology and Fisheries* 6:243-247.
- Christensen, V. y Pauly, D. (1993) Trophic models of aquatic ecosystems, ICLARM Conference Proceedings 26:390 p.
- Christensen, V., Pauly, D. (1992) Ecopath II, a software for balancing steady-state ecosystem model and calculating network characteristics, *Ecological Modeling* 61(3-4):169-185.
- Chuenpagdee, R., Liguori, L., Palomares, M.L., Pauly, D. (2006) Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches, *Fisheries Centre Research Report* 14(8):112 p.
- Churchill, R.R. (1987) EEC fisheries law, Dordrecht, Martinus Nijhoff.
- Clark, C.W., Munro, G.R., Sumaila, U.R. (2008) Limits to the privatization of the oceans, Working Paper# 2008-7, Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Clark, C.W, Munro, G.R., Sumaila, U.R. (2005) Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries, *Journal of Environmental Economics and Management* 50(1):47-58.
- Clark, C.W, Munro, G.R. (1994) Renewable resources as natural capital: the fishery, In Jansson, A.M. (ed.) *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability*, Island Press, Washington, DC. Press.

- Clark, C.W. (1990) *Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources*, 2nd Edit, Wiley, New York.
- Clark, C.W. (1985) *Bioeconomic modelling and fisheries management*, New York, Wiley Interscience.
- Clark, C.W. (1980) Restricted access to a common property resource, *In* Liu, P. *Dynamic optimization and mathematical economics*, Plenum Press, New York, p. 117-132.
- Clark, C.W. (1976) *Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources*, John Wiley, New York.
- Clark, C.W., Munro, G. (1975) The economics of fishing and modern capital theory: a simplified approach, *Journal of Environmental Economics and Management* 2:92-106.
- Clark, C.W. (1973) The economics of overexploitation, *Science* 181:630-634.
- Clark, M. (1999) Fisheries for orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on seamounts in New Zealand, *Oceanologica Acta* 22: 593-602.
- Clarke, C., McAllister, E.M., Milner-Gulland, K.J., Kirkwood, G., Catherine, P., Michielsens, G. J., Agnew, D., Ellen, D. Pikitch, K., Hideki Nakano, K., Mahmood, S.S. (2006) Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets, *Ecology letters* 9:1115-1126.
- Clarke, M., Patterson, K. (2003) Deep-sea fisheries Management: the approach taken by the European Union, *In* Shotton, R. (ed.) *Deep Sea 2003: Conference on the Governance and Management of Deep-sea Fisheries, Part 1: Conference reports. Queenstown, New Zealand, 1-5 December 2003, FAO Fisheries Proceedings N° 3/1*, Rome, FAO, 718 p.
- Cochrane, K.L. (2000) Reconciling sustainability, economic efficiency and equity in fisheries: the one that got away? *Fish and Fisheries* 1:3-21.
- Comisión Europea (2008) Información básica sobre la PPC, Luxemburgo, 39 p.
- Comisión Europea (2007f) Examen de la gestión de las poblaciones de peces de aguas profundas, COM (2007) 30 final, Bruselas, 29.1.2007.

- Comisión Europea (2007e) Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Prácticas pesqueras destructivas en alta mar y protección de los ecosistemas vulnerables de los fondos marinos Bruselas, 17.10.2007, COM (2007) 604 final.
- Comisión Europea (2007d) Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo. Examen de la gestión de las poblaciones de peces de aguas profundas, COM (2007) 30 final, Bruselas, 29.01.2007.
- Comisión Europea (2007a) Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo. Una política para reducir las capturas accesorias y eliminar los descartes en las pesquerías europeas, COM (2007) 136 final. Bruselas, 28.3.2007.
- Comisión Europea (2007) Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la mejora de los indicadores de la capacidad y del esfuerzo pesqueros en el marco de la política pesquera común. COM (2007) 39 final. Bruselas, 5.2.2007.
- Comisión Europea (2006) Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo: Aplicación de la sostenibilidad de la pesca en la UE a través del rendimiento máximo sostenible Bruselas, 4.7.2006, COM (2006) 360 final.
- Comisión Europea (2004a) Informe Anual de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la labor realizada por los Estados miembros durante 2003 para conseguir un equilibrio sostenible entre la capacidad pesquera y las posibilidades de pesca, COM (2004)799 final, Bruselas, 14.12.2004.
- Comisión Europea (2004) Study of the market for aquaculture produced seabass and seabream species, DG Fisheries, Brussels.
- Comisión Europea (2003a) Informe anual de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre los resultados de los programas de orientación plurianuales de las flotas pesqueras a finales de 2002, COM (2003) 508 final, Bruselas, 21.08.2003.
- Comisión Europea (2003) Comunicación de la Comisión Cumplimiento de las normas de la política pesquera común: «Plan de trabajo y tabla de indicadores sobre el cumplimiento». COM (2003)344 final Bruselas, 11.06.2003.
- Comisión Europea (2001) Libro Verde sobre el futuro de la política pesquera común, Volumen II, COM 2001, 135, Bruselas, 20.3.2001.

- Comisión Europea (2000) Regional socio-economic studies on employment and the levels of dependency on fishing, Ikei. http://europa.eu.int/comm/fisheries/doc_et_publ/liste_publi/regions.html (acceso, 09/05/2004).
- Comisión Europea (1999) Informe Anual de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre los resultados de los programas de orientación plurianuales de las flotas pesqueras a finales de 1999, COM (2000) 738 final, Bruselas, 21.11.2000.
- Commission Européenne (1995) La politique structurelle en faveur de la pêche et de l'aquaculture. Séminaire de réflexion de la Commission avec le Parlement Européen, Saint-Jacques de Compostelle, 2-3 octobre.
- Comisión Europea (1991) Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la Política Pesquera Común, SEC (91) 2288 final. Bruselas, 8.1.1992.
- Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CMMAD) (1987) Nuestro futuro común, Madrid, Alianza Editorial, S.A.
- Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008a) Orden de 7 de Febrero de 2008 por la que se crea y regula el uso de la marca “pescadeRías”, ¿de onde se non? DOGA Nº 31, 13 de Febrero de 2008.
- Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008) Rexistro de buques pesqueiros da Comunidade Autónoma de Galicia, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2002) La pesquería de sepia con trasmallos en la Ensenada de San Simón 1999-2000. Los recursos marinos de Galicia, *Serie Técnica Nº 2*. Unidad Técnica de Baixura (UTB), Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Consello Económico e Social de Galicia (CES) (2001) Situación e perspectivas do sector do marisqueo a pé en Galicia, *Colección Informes 2/01*.
- Convention on Biological Diversity (CBD) (2005) Indicators for assessing progress towards the 2010 target: marine trophic index, UNEP.
- Convention on Biological Diversity (CBD) (2004) Annex I, decision VII/30. The 2020 biodiversity target: a framework for implementation, p. 351. Decisions from the Seventh Meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological

- Diversity, Kuala Lumpur, 9–10 and 27 February 2004. Montreal: Secretariat of the CBD.
- Cornide, J. (1788) Ensayo de una historia de los peces y otras producciones marinas de la costa de Galicia. Edición facsímil, estudio preliminar por V. Paz-Andrade. Edición do Castro, 263 p.
- Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S., Christopher, T. (2007) Biodiversity and ecosystem services: a multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production, *Ecological Economics* 61:478-491.
- Costanza, R., Graumlich, L., Steffen, W., Crumley, C., Dearing, J., Hibbard, K., Leemans, R., Redman, C., Schimel, D. (2007) Sustainability or collapse: what can we learn from integrating the history of humans and the rest of nature, *Ambio* 36(7):522-527.
- Costanza, R., Andrade, F., Antunes, P., van der Belt, M., Boesch, D., Boersma, D., Catarino, F., Hanna, S., Limburg, K., Low, B., Molitor, M., Gil Pereira, J., Rayner, S., Santos, R., Wilson, J., Young, M. (1999a) Ecological Economics and sustainable governance of the oceans, *Ecological Economics* 31(1):171-187.
- Costanza, R., Andrade, F., Antunes, P., van der Belt, M., Boesch, D., Boersma, D., Catarino, F., Hanna, S., Limburg, K., Low, B., Molitor, M., Gil Pereira, J., Rayner, S., Santos, R., Wilson, J., Young, M. (1999) Principle for sustainable governance of the oceans, *Science* 281:198-199.
- Costanza, R. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387:253-260.
- Costanza, R., Wainger, L., Folke, C., Maler, K.G. (1993) Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature, *BioScience* 43:545-555.
- Costanza, R. (1989) What is Ecological Economics, *Ecological Economics* 1:1-18.
- Costello, C., Gaines, Steven D., Lynham, J. (2008) Can catch shares prevent fisheries collapse? *Science* 321:1678-1681.
- Costello, M.J., McCrea, M., Freiwald, A., Lundalv, T., Jonsson, L., Bett, B.J., van Weering, T.C., de Haas, H., Roberts, J.M., Allen, D. (2005) Role of cold-water

- Lophelia pertusa coral reefs as habitat in the NE Atlantic, *In* Freiwald, A., Roberts, J.M. (eds) *Cold-water corals and ecosystems*, Berlin, Springer-Verlag, p.771-805.
- Crona, B. (2006) Of mangroves and middlemen: a study of social and ecological linkages in a coastal community, Stockholm University, PhD Thesis, 173 p.
- Csirke, J., Sharp, G.D. (eds.) (1983) Actas de la Consulta de Expertos para examinar los cambios en la abundancia y composición por especies de recursos de peces neríticos, San José, Costa Rica, 18-29 de abril de 1983, *FAO Informes de Pesca N° 291*, Vol. 1, 102 p.
- Cuerdo Mir, M., Ramos Gorostiza, J.L. (2000) Economía y naturaleza: una historia de las ideas, Madrid, Síntesis.
- Cunningham, S., Gréboval, D. (2004) Ordenación de la capacidad pesquera. Examen de las cuestiones normativas y técnicas, *FAO Documento Técnico de Pesca N° 409*, Roma, FAO, 67 p.
- Cunningham, S., Gréboval, D. (2001) Managing fishing capacity: a review of policy and technical issues, *FAO Fisheries Technical Paper N° 409*, FAO, 60 p.
- Cury, P.M., Christensen, V. (2005) Quantitative ecosystem indicators for fisheries management, *ICES Journal of Marine Science* 62:307-310.
- Cushing, D.H. (1988) The provident ocean, Cambridge University Press, London.
- Cushing, D.H. (1969) Upwelling and fish production, *FAO Technical Paper N° 84*, Roma, FAO, 40 p.
- Daan, N. Gislason, H., Pope, J.G., Rice, J.C. (2005) Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62:177-188.
- Dahl, A.L. (2000) Using indicators to measure sustainability: recent methodological and conceptual developments, *Marine Freshwater Research* 51:427-433.
- Dahmani, M. (1987) The fisheries regime of the exclusive economic zone, Nijhoff, Dordrecht.
- Daly, H.E. (1999) Ecological economics and the ecology of economics, Cheltenham, Edward Elgar.

- Daly, H.E. (1997) Medio ambiente y desarrollo sostenible: más allá del informe Brundtland, In Goodland, R. (coord.) *De la economía del mundo vacío a la economía del mundo lleno*, Editorial Trotta, p. 37-50.
- Daly, H.E. (1991) Criterios operativos para el desarrollo sustentable, *Debates N° 35/36*: 39-41.
- Daly, H.E. (1989) *Economía, ecología ética*, México, Fondo de Cultura Económica.
- Darriba, S., Miranda, M. (2006) Impacto del descenso de la salinidad en la reproducción de la navaja (*Ensis arcuatus*), VIII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 6-7 outubro 2005, p. 239-242.
- Davies, R.W., Cripps, S.J., Nickson, A., Porter, G. (2009) Defining and estimating global marine fisheries by-catch, *Marine Policy* 33:661-672.
- Defeo, O., Castilla, J. C. (2005) More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15:265-283.
- Delord, K., Gasco, N., Weimerskirch, H., Barbraud, C., Micol, T. (2005) Seabird mortality in the Patagonian toothfish longline fishery around Crozet and Kerguelen Islands, 2001-2003, *Science* 12:53-80.
- De Juan, S., Demestre, M., Thrush, S. (2009) Defining ecological indicators of trawling disturbance when everywhere that can be fished is fished: a Mediterranean case study, *Marine Policy* 33:472-478.
- Devine, J.A., Baker, K.D., Haedrich, R. (2006) Deep-sea fishes qualify as endangered, *Nature* 439:29.
- De Wilde, J.W. (2003) The 2001 North Sea cod recovery measures: economic consequences for the Dutch fishing fleet, XV EAFE Conference, Ifremer, Brest, France, 15-16th, May, 16 p.
- Dietz, T., Ostrom, E., Stern, P. (2003) The struggle to govern the Commons, *Science* 302(5652):1907-1912.
- Doménech, J.L. (2007) *Huella ecológica y desarrollo sustentable*, Madrid, AENOR.
- Domínguez Torreiro, M., Surís-Regueiro, J.C. (2007) Cooperation and non-cooperation in the Iberoatlantic sardine shared stock fishery, *Fisheries Research* 83:1-10.

- Domínguez-Torreiro, M. (2003) La gestión de los recursos pesqueros transfronterizos en el marco de la política común de pesca: análisis de la cooperación, Tesis doctoral, Universidad de Vigo, Departamento de Economía Aplicada, Vigo.
- Döring, R., Egelkraut, T. (2008) Investing in natural capital as management strategy in fisheries: the case of the Baltic Sea cod fishery, *Ecological Economics* 64(3):634-642.
- Drinkwater, K.F., Baugrand, G., Kaeriyama, M., Kim, S., Ottersen, G., Perry, R.I., Pörtner, H-O., Polovina, J., Takasuka, A. (2009) On the process linking climate to ecosystem changes, *Journal of Marine Systems* (en prensa).
- Drinkwater, K.F. (2005) The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change, *ICES Journal of Marine Science* 62(7):1327-1337.
- Dulvy, N.K., Rogers, S.I., Jennings, S., Vannesa, S., Dye, S.R, Skjoldal, H.R. (2008) Climate change and deeping of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas, *Journal of Applied Ecology* 45:1029-1039.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J.D. (2003) Extinction vulnerability in marine populations, *Fish and Fisheries* 4:25-64.
- Dupont, D.P., Grafton, R.Q., Kirkley, J., Squires, D. (2002) Capacity utilization and excess capacity in multi-product privatized fisheries, *Resource Energy and Economics* 24: 193-210.
- Dupuy, J.P., Vignes, D. (1991) A handbook on the new law of the sea, Académie Droit International de La Hague, Martinus Nijhoff, Dordrecht.
- Ekeland, I., Pareja, C., Sumaila, U.R. (2009) Fisheries Management and Intergenerational Equity, *Fisheries Centre Working Paper #2009-06*, Fisheries Centre, The University of British Columbia.
- Etnoyer, P., Morgan, L. (2003) Habitat-forming deep-sea corals in the Northeast Pacific Ocean, In Freiwald, A. J. Murray Roberts, J. (eds.) *Cold-water corals and ecosystems*, Springer Berlin Heidelberg, p. 331-343.
- European Commission (2009) “Green Paper” Reform of the Common Fisheries Policy, COM (2009) 163 final, 22.04.2009.

- European Commission (2007c) Report of the Scientific, Technical and Economic Committee for fisheries. Evaluation of the Report of the Ad Hoc Working Group on anchovy in the Bay of Biscay, Ispra, 18-22th June, 2007.
- European Commission (2007b) Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on a policy to reduce unwanted by-catches and eliminate discards in European fisheries, COM (2007) 136 final, Brussels, 03.28.2007.
- European Commission (2007a) Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the monitoring of the member states' implementation of the Common Fisheries Policy 2003-2005, COM (2007) 167 final, Brussels, 04.10.2007.
- European Commission (2006) Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF), Discarding by EU fleet, http://ec.europa.eu/fisheries/legislation/reports_en.htm (acceso, 04/07/2007).
- European Communities (2003) Fisheries Yearbook, 2003, Luxembourg.
- European Commission (2002) Communication from the Commission on the reform of the Common Fisheries Policy ("Roadmap"), COM (2002) 181 final, Brussels, 05.28.2002.
- European Commission (2001) Green Paper on the future of the Common Fisheries Policy, Volume II, COM 2001, 135, Brussels, 03.20.2001.
- European Court of Auditors (2007) Special Report No 7/2007 pursuant to Article 248(4) second paragraph, EC, on the control, inspection and sanction systems relating to the rules on conservation of Community fisheries resources. <http://www.europarl.europa.eu/activities/committees/publicationsCom.do?language=EN&body=CONT> (acceso, 22/12/2007).
- Eurostat (2007) Fishery statistics, data 1990-2006, Luxembourg.
- Essington, T.E., Beaudreau A.H., Wiedenmann, J. (2006) Fishing through marine food webs, *Proceedings of National Academic Science of Biology* 103 (9):3171–3175.
- Essington, T. (2001) The precautionary approach in fisheries Management: the devil is the details, *Trends in Ecology and Evolution* 16(3):121-122.

- Falkland Island Fisheries Department (FIFD) (2007) Fisheries Department Fisheries Statistics, *Volume 11*, 2006 (1997-2006), 70 p.
- FAO (2008b) Fishtatplus <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en> (acceso, 25/02/2008).
- FAO (2008a) The state of world fisheries and aquaculture, 2008, Rome, FAO. <http://www.fao.org/docrep/011/i0250e/i0250e00.htm> (acceso, 27/12/2008).
- FAO (2008) Report of the expert consultation on best practice technical guidelines for IPOA/NPOA–Seabirds. Bergen Norway, 2–5 September 2008. FAO *Fisheries and Aquaculture Report N° 880*, Rome, FAO 37 p.
- FAO (2007) The state of world fisheries and aquaculture 2006, Rome, <http://www.fao.org/docrep/009/a0699e/a0699e00.htm> (acceso, 27/12/2008).
- FAO (2003) La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca, FAO *Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable N° 4*, Supl. 2, Roma.
- FAO (1999) Indicators for sustainable development of marine capture fisheries, FAO *Technical Guidelines for Responsible Fisheries N° 8*, Rome, FAO, 68 p.
- FAO (1998) Modeling the spatial distribution of fishing effort. FAO COPEMED project. FAO, Rome. http://www.faocopemed.org/es/activ/research/gis/eff_network.htm (acceso 11/11/2006).
- FAO (1996) Fisheries and aquaculture in Latin America and the Caribbean: situation and outlook in 1996, *FAO Fisheries Circular N° 921*, FAO, Rome.
- FAO (1995) Precautionary approach to fisheries, *Fisheries Technical Paper N° 350/1*, FAO, Rome.
- FAO (1994) World review of highly migratory species and straddling stocks, *FAO Fisheries Technical Paper N° 337*, Rome, 70 p.
- Fariña, A.C., Freire, J., González Gurriarán, E. (1997) Demersal fish assemblages in the Galician continental shelf and upper slope (NW Spain): spatial structure and long-term changes, *Estuarine Coastal and Shelf Science* 44:435-454.
- Fariña, A.C. (1983) Age and growth of the Galician shelf horse mackerel (*Trachurus trachurus*) ICES C.M.G:26.

- Fenichel, E.P., Tsao, J.I., Jones, M.L., Hickling, G. (2008) Real options for precautionary fisheries Management, *Fish and Fisheries* 9: 121-137.
- Fernández, A., Pereiro, F.J., Iglesias, S., Porteiro, C., Pallares, P. (1978) La pesquería demersal gallega. Estrategias de pesca para su regulación racional en base a la merluza, *Boletín Instituto Español de Oceanografía* IV (249):67-110.
- Fernández-Pulpeiro, E., Lustres Pérez, V., César Aldariz, J., Cadalso Suárez, C., Roca Pardiñas, J. (2006) El ciclo gonadal del erizo de mar (*Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816) VIII Foro dos Recursos Mariños e da acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 6-7 outubro 2005, p. 257-264.
- Fey-Hofstede, F.E., Meesters, H.W. (2007) Indicators for the ‘Convention on Biodiversity 2010’ Exploration of the usefulness of the Marine Trophic Index (MTI) as an indicator for sustainability of marine fisheries in the Dutch part of the North Sea, Werkdocument 53.8, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Figueiras, F.G., Labarta, U., Fernández Reiriz, M.J. (2002) Coastal upwelling, primary production and mussel growth in the Rías Baixas of Galicia, *Hydrobiologia* 484:121-131.
- Finus, M. (2001) Game theory and international environmental cooperation, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Fitzpatrick, J. (1996) Technology and Fisheries Legislation, *In* Precautionary approach to fisheries, Part 2: Scientific papers, *FAO Fisheries Technical Paper* 350/2. Rome, FAO, p. 191-199.
- Fischer, R., Mirman, L.J. (1992) Strategic dynamic interaction: fish wars, *Journal of Economic Dynamics and Control* 16: 267-287.
- Fischlin, A., Midgley, G.F., Price, J.T., Leemans, R., Gopal, B., Turley, C., Rounsevell, M.D., Dube, O.P., Tarazona, J., Velichko, A.A. (2007) Ecosystems, their properties, goods, and services. Climate Change 2007, *In* Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. . Hanson, C.E (eds.) Impacts, adaptation and vulnerability. contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, p. 211-272.

- Flaaten, O., VVeaa Salvanes, A.G., Schweder, T., Ulltang, Ø. (1998) Fisheries management under uncertainty: an overview, *Fisheries Research* 37(1-3):1-6.
- Flaaten, O., Armstrong, C. (1988) Non-cooperative and cooperative management of transboundary, interdependent natural resources, Department of Economics and Administration, University of Tromsø, Working Paper.
- Fisheries and Oceans Canada (2002) Canada's ocean strategy. Policy and operational framework for integrated management of estuarine, coastal and marine environments in Canada, Fisheries and Oceans Canada, 36 p.
- Folke, C., Pitchard, L., Berkes, F., Colding, J., Svedin, U. (2007) The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later, *Ecology and Society* 12(1):30.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S. (2004) Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management, *Annual Review of Ecology and Evolution Systematics* 35:557-581.
- Folke, C., Colding, J., Berkes, F. (2002) Synthesis: Building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems, *In* Berkes, F., Folke, C., Colding, J. (eds.) *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 352-387.
- Folke C., Carpenter, J., Elmqvist, S., Gunderson, T., Holling, C.S., Walker, B. (2002) Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations, *Ambio* 31:437-440.
- Folke, C., Holling, C.S., Perrings, C. (1996) Biological diversity, ecosystems, and the human scale, *Ecological Applications* 6(4):1018-1024.
- Forst, H., Andersen, P. (2006) The Common Fisheries Policy in the European Union and fisheries economics, *Marine Policy* 30:737-746.
- Fraga, F. (1976) Fotosíntesis en la Ría de Vigo, *Investigación Pesquera* 45:151-167.
- Fraga, F., Mergalef, R. (1979) Las rías gallegas, *In* VVAA. *Estudio y explotación del mar en Galicia*, Universidad de Santiago de Compostela, p. 101-121.
- Franquesa, R. (1997) Estrategias estatales y política común en la pesca europea, *Papeles de Economía Española* 71:167-181.

- Freire, J., Ferreiro, R., Pita, P. (2009) Comunidades bentónicas e de peixes costeiros en ecosistemas litorais, *In* Muñuzuri, V.P., Fernández Cañamero, M., Gómez Gesteira, J.L. (coord.) *Evidencias do cambio climático en Galicia*, Xunta de Galicia, Consellería de Medio e Desenvolvemento Sostible, p. 455-500.
- Freire, J., Bernárdez, A. Corgos, L. Fernández, E. González-Gurriarán, M.P. Sampedro, Verísimo, P. (2002) Management strategies for sustainable invertebrate fisheries in coastal ecosystems of Galicia (NW Spain), *Aquatic Ecology* 36:41-50.
- Freire, J., García-Allut, A. (2000) Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain), *Marine Policy* 24:375-284.
- Frid, C., Paramor, O., Scott, C. (2005) Ecosystem-based fisheries management: progress in the NE Atlantic, *Marine Policy* 29: 461-469.
- Froese, R., Pauly, D. (eds.) (2008) FishBase. www.fishbase.org. (acceso 02/12/2009).
- Froese, R., Pauly, P. (eds.) (2007) FishBase. www.fishbase.org. (acceso 10/06/2008).
- Froese, R., Stern-Pirilot, A., Kesner-Reyes, K. (2008) Out of new stocks in 2020: a comment on “Not all fisheries will be collapsed in 2048”, *Marine Policy* 33:180-181.
- Furness, R.W. (2002) Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea, *ICES Journal of Marine Science* 59 (2):261-269.
- Gabriel, W., Mace, P. (1999) A review of biological reference point in the context of the precautionary approach, NOAA, Tech. Memo, NMFS-F/SPO 40:34-44.
- Gadgil, M., Olsson, P., Berkes, F., Folke, C. (2003) Exploring the role of local ecological knowledge in ecosystem management: three case studies, *In* Berkes, F. Colding, J. Folke, C. (eds.) *Navigating social–ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 189-209.
- Gallopín, G.C. (2006) Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity, *Global Environmental Change* 16:293-303.

- García, S.M., Charles, A.T. (2008) Fishery systems and linkages: implications for science and governance, *Ocean and Coastal Management* 51:505-527.
- 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 N° 443*, Rome, FAO. 2003. 71 p.
- García, S.M., Staples, D.J., Chesson, J. (2000) The FAO guidelines for the development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application, *Ocean and Coastal Management* 43:537-556.
- García, S.M., Staples, D.J. (2000) Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines, *Marine and freshwater Research* 51(5):385-426.
- García, S.M., Grainger, R.J. (1997) Gloom and doom? The future of marine capture fisheries, *Philosophical Transaction Royal Society of London, Series B Biological Science* 360(1453):21-46.
- García, S.M. (1996) The precautionary approach to fisheries and its implications for fisheries research, technology and management: an updated review, *In* FAO Precautionary approach to fisheries. Part 2, Scientific Papers, *FAO Fisheries Technical Paper N° 350 (2)*, Rome.
- García, S.M., Newton, C.H. (1995) Current situation, trends and prospects in world capture fisheries. *In* Pikitch, E.L., Huppert, D.D., Sissenwine, M.P. (eds.) *Global trends: fisheries management*. American Fisheries Society, Seattle, WA, p. 3-27.
- García-Negro, M.C., Villasante, S., Carballo Penela, A., Rodríguez Rodríguez, G. (2009) Estimating the economic effect of the Prestige oil spill on the Death Coast (NW Spain) fisheries, *Marine Policy* 33(1):8-23.
- García Negro, M.C. (2008a) El Fondo Europeo de la Pesca en la nueva política pesquera comunitaria, *Noticias de la Unión Europea* 277:13-30.
- García Negro, M.C., Carballo Penela, A., Villasante, S. (2008) Os efectos do afundimento do Prestige, Valoración económica dos danos na costa galega, Edicións A Nosa Terra, Vigo, 236 p.

- García Negro, M.C. (dir.) (2003) Táboas input output pesca-conserva galegas 1999. Santiago de Compostela, Xunta de Galicia, Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos.
- García-Negro, M.C. (1987) A pesca galega no proceso de integración económica española (1961-1981). Tese de doutoramento, Universidade de Santiago de Compostela.
- Garibaldi, L., Busilacchi, S. (comp.) (2002) ASFIS List of species for fishery statistics purposes/Liste ASFIS des espèces pour les besoins des statistiques des pêches/Lista ASFIS de especies para los fines de estadísticas de pesca. ASFIS Reference Series/Série de références ASFIS/Serie de Referencias ASFIS N° 15. Rome/Roma, FAO, 258 p.
- Gascuel, D. (2005) The trophic-level based model: A theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems, *Ecological Modelling* 189(3-4):315-332.
- Gascuel, D., Fouteneau, A., Foucher, E. (1993) Analyse de l'évolution des puissance de pêche par l'analyse des cohortes: application aux senneurs exploitant l'albacore (*Thunnus albacares*) dans l'Atlantique Est, *Aquatic Living Resources* 6(1):15-30.
- Garza-Gil, M.D., Prada Blanco, A., Vázquez-Rodríguez, M.X. (2006) Estimating the short-term economic damages from the Prestige oil spill in the Galician fisheries and tourism, *Ecological Economics* 58 (4):842-849.
- Gelchu, A., Pauly, D. (2007) Growth and distribution of port-based global fishing effort within countries' EEZs from 1970 to 1995, *Fisheries Centre Research Reports* 15(4):99 p.
- Georgescu-Roegen, N. (1971) Entropy law and the economic process, Cambridge, Harvard University Press.
- Gianni, M. (2004) High-Seas bottom fisheries and their impact on the biodiversity of vulnerable deep-seas ecosystems: options for international actions, IUCN.
- Gislason, H., Sinclair, M., Sainsbury, S., Boyle, R. (2000) Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management, *ICES Journal of Marine Science* 57:468–475.
- Gitay, H., Brown, S.D., Easterling, W., Jallow, B. (2001) Ecosystems and their goods and services, *In* Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate*

- change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II contribution to the third assessment report of the IPCC.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 237-315.
- Glover, A.G., Smith, C.R. (2003) The deep-sea floor ecosystem: current status and prospects of anthropogenic change by the year 2025, *Environmental Conservation* 30(3):219-231.
- Godfrey, L., Todd, C. (2001) Defining thresholds for freshwater sustainability indicators within the context of South African water resource management. 2nd WARFA/Waternet Symposium: Integrated Water Resource Management: Theory, Practice, Cases. Cape Town, South Africa. <http://www.waternetonline.ihe.nl/aboutWN/pdf/godfrey.pdf>. (acceso, 12/05/2002).
- Goodland, R. (1997) Environmental sustainability in agriculture: diet matters, *Ecological Economics* 23:189-200.
- Golusin, M., Munitlak Ivanovic, O. (2009) Definition, characteristics and state of the indicators of sustainable development in countries of South-eastern Europe, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130:67-74.
- Gonçalves, M.E. (1983) A política común de pesca da Comunidade Económica Europeia. Un exemplo de dinámica comunitario no contexto internacional, Lisboa, Moraes.
- González-Laxe, F. (2005) Los indicadores de sostenibilidad como herramientas de evaluación, *Economiaz* 64:30-329.
- González-Laxe, F. (2003) Desarrollo y estrategia de la pesca europea, Netbiblo, A Coruña.
- González Laxe, F. (2001) La política pesquera comunitaria: evolución, etapas y tendencias. Presentación Curso de Postgrado de Economía Pesquera (2001-2002), Universidad de Santiago de Compostela.
- González Laxe, F. (1997) Las disfunciones estructurales de la Europa Azul, *Revista Asturiana de Economía* 9:141-158.
- González-Laxe, F., Macau, J.M. (1996) Fortalezas y debilidades de la Europa azul, Fundación Caixa Galicia.

- González Laxe, F. (1982) El proceso de crecimiento del sector pesquero español (1961-1978), Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Goulder, L.H., Kennedy, D. (1997) Valuing ecosystems services: philosophical bases and empirical methods, *In* Daily, G. (ed.) *Nature services*, Island Press, Covelo, California, EUA, p. 23-47
- Gordon, J.D.M (2001) Deep-sea water fisheries at the Atlantic frontier, *Continental Shelf Research* 21:987-1003.
- Gordon, H.S. (1954) The economic theory of a common property resource: the fishery, *Journal of Political Economy* 62:124-142.
- Grafton, R.Q, Hilborn, R., Ridgeway, L., Squires, D., Williams, M., Garcia, S.M., Groves, T., Joseph, J., Kelleher, K, Kompas, T., Libecap, G., Lundin, C.G., Makino, M., Matthiasson, T., McLoughlin, R., Parma, A., San Martin, G., Satia, B., Schmidt, C.C., Tait, M., Zhang, L.X. (2008) Positioning fisheries in a changing world, *Marine Policy* 32:630-634.
- Grafton, R.Q., Kompas, T., Hilborn, R. (2007) Economics of overexploitation revisited, *Science* 318:1601.
- Grafton, Q., Ragnar Arnason, R., Bjørndal, T., Campbell, D., Campbell, H.F., Clark, C. W., Connor, R., Dupont, D.P., Hannesson, R., Hilborn, R., Kirkley, J.E., Kompas, T., Lane, D.E., Munro, G.R., Pascoe, S., Squires, D., Steinshamn, S.I., Turriss, B.R., Weninger, Q. (2006) Incentive-based approaches to sustainable fisheries, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 63(3):699-710.
- Grafton, Q., Kompas, T. (2004) Uncertainty and the Active Adaptive Management of Marine Reserves, *Microeconomics Working Papers N° 579*, East Asian Bureau of Economic Research.
- Grainger, R.J., Garcia, S.M. (1996) Chronicles of marine fishery landings (1950-1994): Trend analysis and fisheries potential, *FAO Fisheries Technical Paper N° 359*, 51 p.
- Gray, T., Hatcher, J. (2003) The 2002 reform of the Common Fisheries Policy's system of governance- rhetoric or reality? *Marine Policy* 27(6):545-554.
- Grift, R.E., Tulp, I., Clarke, L., Damm, U., McLay, A., Reeves, S., Vigneau, J., Weber, W. (2004) Assessment of the ecological effects of the Plaice Box. Report of the

- European Commission expert working group to evaluate the shetland and plaice boxes, Brussels, 121 p.
- Guerra, A., (2002) A revisión da pesca de baixura en Galicia, IV Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove 10-11 outubro 2001, p. 53-64.
- Guerra, A. (1981) The fishing of *Octopus vulgaris* off Finisterre (NW of Spain) (ICES, C.M 1981/K:4).
- Guerra, A. (1979) Fitting a Von Bertalanffy expression to *Octopus vulgaris* growth, *Investigación Pesquera* 43(1):319-326.
- Guerra, A. (1978) Sobre la alimentación y el comportamiento alimentario de *Octopus vulgaris*, *Investigación Pesquera* 42(2):51-364.
- Gulland, J.A. (1983) Fish stock assessment: a manual of basic methods. Wiley. New York.
- Gulland, J.A. (1980) Some problems of the management of shared stocks, *FAO Fisheries Technical Paper N° 206*, Rome, FAO.
- Gulland, J.A. (1974) The Management of marine fisheries, Scientechica, Bristol.
- Gulland, J.A., Boerema, L.K. (1973) Scientific advice on catch levels, *Fisheries Bulletin*, 71(2):325-335.
- Haberl, H., Wackernagel, M., Krausmann, F., Erb, K.H., Monfreda, C. (2004) Ecological footprints and human appropriation of the net primary production: a comparison, *Land use policy* 21:279-288.
- Hamilton, L.C., Butler, M.J. (2001) Outport adaptations: social indicators through Newfoundland's cod crisis, *Human Ecology Review* 8(2):1-11.
- Hamilton, L.C., Haedrich, R.L. (1999) Ecological and population changes in fishing communities of the North Atlantic Arc, *Polar Research* 18(2):383-388.
- Hannesson, R. (2007) Geographical distribution of fish catches and temperature variations in the Northeast Atlantic since 1945, *Marine Policy* 31(1):32-39.
- Hannesson, R. (1998) The role of economic tools in redefining fisheries management, *In Pitcher, T.J., Hart, P., Pauly, D. (eds.) Reinventing fisheries management* Kluwer Academic publishers, Great Britain, p. 251-260.

- Hannesson, R. (1997) Fishing as a supergame, *Journal of Environmental Economics and Management* 32:309-322.
- Hannesson, R. (1995) Fishing on the High Seas: cooperation or competition? *Marine Policy* 19:371-377.
- Hannesson, R. (1987) The effect of the discount rate in the optimal exploitation of renewable resources, *Marine Resources Economics* 3(4):319-329.
- Haputhantri, S.S., Villanueva, M.C., Moreau, J. (2008) Trophic interactions in the coastal ecosystem of Sri Lanka: an ECOPATH preliminary approach, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76(2):304-318.
- Hardin, G. (1968) The tragedy of the commons, *Science* 13:1243-1248.
- Hatcher, A. (2001) Economics aspects of European fisheries policies, *CEMARE Report N° 57*, United Kingdom, 14 p.
- Hatcher, A. (2000) Subsidies for European fishing fleets: the European Community's structural policy for fisheries 1971-1999, *Marine Policy* 24(2):129-140.
- Hardi, P., Zdan, T. (1997) Assessing sustainable development. Principles and practice. report of the conference on sustainable development performance measurement. Bellagio, Italy, Winnipeg: IISD.
- Hassan R., Scholes, R., Ash, N. (eds.) (2005) Ecosystems and human well-being: current state and trends, Vol 1. Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment, Washington, DC, Island Press.
- Heithaus, M.R., Frid, A., Wirsing, A.J., Worm, B. (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines, *Trends in Ecology and Evolution* 23(4):202-210.
- Hilborn, R. (2007a) Reinterpreting the state of fisheries and their management, *Ecosystems* 10:1362-1369.
- Hilborn, R. (2007) Defining success in fisheries and conflicts in objectives, *Marine Policy* 31(4):455-482.
- Hilborn, R. (2006) Faith-based fisheries, *Fisheries* 31(11):554-555.
- Hilborn, R., Orensanz, J.M., Parma, A. (2005) Institutions, incentives and the future of fisheries, *Philosophical Transactions of the Royal Society* 360:47-57.

- Hilborn, R. (2004) Ecosystem-based fisheries management: the carrot or the stick, *Marine Ecology Progress Series* 274:275-278.
- Hilborn, R., Branco, T., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C.V., Scheuerell, M.D., Valero, J.L. (2003) State of the world's fisheries, *Annual Review of Environment and Resources* 28:359-399.
- Hilborn, R. (2002) Marine reserve and fisheries management, *Science* 295:1233-1234.
- Hilborn, R., Maguire, J.J., Parma, A., Rosenberg, A.A. (2001) The precautionary approach and risk management: can they increase the probability of successes in fishery management? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58(1):99-107.
- Hilborn, R., Walters, C. (1992) Quantitative fisheries stock assessment, Choice, dynamics and uncertainty, Chapman and Hall, New York.
- Hilborn, R., Sibert, J. (1988) Adaptive management of developing countries, *Marine Policy* 12:112-123.
- Holden, M. (1996) The Common Fisheries Policy: origin, evaluation and future, Fishing News Books, Oxford.
- Holding, J., Folke, C. (2001) Social taboos: "invisible" systems of local resource management and biological conservation, *Ecological Applications* 11(2):584-600.
- Holling, C.S. (1986) The resilience of terrestrial ecosystems; local surprise and global change. In Clark, W.C., Munn, R.E. (eds.) *Sustainable development of the biosphere*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 292-317.
- Holling, C.S. (1978) Adaptive environmental assessment and management, Wiley, London.
- Holling, C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems, *Annual Review of Ecology and Systems* 4:1-23.
- Holmlund, C.M., Hammer, M. (1999) Ecosystem services generated by fish populations, *Ecological Economics* 29:253-268.
- Honneland, G. (2005) Towards a precautionary fisheries management in Russia, *Ocean and Coastal Management* 48(7-8):619-631.

- Hosch, G. (2009) Analysis of the implementation and impact of the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries since 1995, *FAO Fisheries and Aquaculture Circular N° 1038*, Rome, FAO, 99 p.
- Hughes, T.P., Bellwood, D.R., Folke, C., Steneck, R.S., Wilson, J.D. (2005) New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems, *Trends in Ecology & Evolution* 20(7):380-386.
- Hundloe, T.J. (2000) Economic performance indicators for fisheries, *Marine and Freshwater Research* 51(5):485-491.
- Hutchinson, W.F. (2008) The dangers of ignoring stock complexity in fishery management: the case of the North Sea cod, *Biology letters* 4:693-695.
- Hutton, T., Griffiths, M.H., Sumaila, U.R., Pitcher, T.J. (2001) Cooperative versus non-cooperative management of shared linefish stocks in South Africa: an assessment of alternative management strategies for geelbek (*Atractoscion aequidens*), *Fisheries Research* 51 (1):53-68.
- Ifremer (2007) Small-Scale Coastal Fisheries in Europe Final report of the contract N° FISH/2005/10, 447 p.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2008a) Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk, and Megrim. 30 April–6 May (ICES CM 2008/ACOM:07).
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2008) Report of the ICES Advisory Committee, Copenhagen.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2007a) Report of the ICES Advisory Committee, Copenhagen.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2007) Report of the ICES Advisory Committee, Copenhagen.
- <http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/asp/advice.asp>(accesso, 03/04/2008)
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2006) Report of the ICES Advisory Committee, Copenhagen.
- <http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/asp/advice.asp>(accesso, 03/10/2008)

- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2005a) Deep-water Fisheries Resources South of 63°N. <http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/2005/oct/Deep%20water.pdf> (acceso, 12/06/2008).
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2005) Guidance on the application of the ecosystem approach to management of human activities in the European marine environment, *ICES Cooperative Research Report N° 273*, 22 p.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2000) Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES, Copenhagen, ICES CM2000/ACME:02, Ref: ACFM+ E, 93 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007a) Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976 pp.
- Instituto Español de Comercio Exterior (ICEX) (2009) Base de datos ESTACOM. http://www.icex.es/icex/cda/controller/pageICEX/0,10304,5518394_6764863_6735919_0_0_-1,00.html (acceso, 22/03/09).
- Instituto Español de Oceanografía (IEO) (2003) La pesquería litoral gallega: Situación previa al vertido del *Prestige*. http://www.ieo.es/prestige/situacion_previa.html (04/07/2005).
- Jackson, J.B., Kirby, Michael, 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., Kidwell, S. Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. (2003) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems, *Science* 293(5530):629-638.
- Jacobs, M. (1996) La economía verde, Economía Crítica, Madrid, Icaria.

- Jaureguizar, A., Milessi, A. (2008) Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone, *Scientia Marina* 72(1):25-36.
- Jenkins, D.J., Sievenpiper, J.L., Pauly D., Sumaila U.R., Kendall C.W., Mowat F.M. (2009) Are dietary recommendations for the use of fish oils sustainable? *Canadian Medical Association Journal* 180:633.
- Jesper, A., Nielsen, M., Lindebo, E. (2009) Economic gains of liberalising access to fishing quotas within the European Union, *Marine Policy* 33:497-503.
- Jiménez Herrero, L.M. (1991) Crisis ambiental y desarrollo sostenible, Crisis ecológica y sociedad, *Debates* 35/36:47-57.
- Kaitala, V., Munro, G. (1997) The conservation and management of high seas fishery resources under the new law of the sea, *Natural Resource Modelling* 10:87-108.
- Karagiannakos, A. (1997) Total allowable catch (TAC) and quota management system in the European Union, *Marine Policy* 20:235-248.
- Kaczynski, V., Fluharty, D. (2002) European policies in West Africa: who benefits from fisheries agreements? *Marine Policy* 26(2):75-93.
- Kaczynski, V. (1979) Responses and adjustments of foreign fleets to controls imposed by coastal nations, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36(7):800-810.
- Kelly, C.J. (1996) Catch and discards from experimental trawl and longline fishing in deep-water of the Rockall Trough, *Journal of Fish Biology* 49 (Supplement A):132-144.
- Kelleher, K. (2005) Discards in the world's marine fisheries: an update, *FAO Fisheries Technical Paper N° 470*, Rome, FAO.
- Khan, A.S., Sumaila, U.R., Watson, R., Munro, G., Pauly, D. (2006) The nature and magnitude of global non-fuel fisheries subsidies, In Sumaila, U.R., Pauly, D. (eds.), *Catching more bait: a bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies*, *Fisheries Centre Research Reports* 14(6):5-37.
- Kirkley, J., Squires, D. (1988) A limited information approach for determining capital stock and investment in a fishery, *Fisheries Bulletin* 88(2):339-349.

- Kinzig A., Starrett D., Arrow K., Aniyar S., Bolin B., Dasgupta P., Ehrlich P., Folke C., Hanemann M., Heal G., Hoel M., Jansson AM., Jansson B-O., Kautsky N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K-G., Pacala, S.W., Schneider, S.H., Siniscalco, D., Walker, B., (2003) Coping with uncertainty: a call for a new science-policy forum. *Ambio* 32: 330-335
- Klein L.R. (1960) Some theoretical issues in the measurement of capacity. *Econometrica* 28: 272-286.
- Koslow, J.A., Boehlert, G.W., Gordon, J.D.M., Haedrich, R.L., Lorance, P., Parin, N. 2000. Continental slope and deep-sea fisheries: implications for a fragile ecosystem, *ICES Journal of Marine Science* 57:548-557.
- Larkin, P.A. (1996) Concepts and issues in ecosystem management, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6:139-164.
- Lebel, L., Anderies, J.M., Campbell, B., Folke, C., Hatfield-Dodds, S., Hughes, T.P., Wilson, J. (2006) Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems, *Ecology and Society* 11(1):19.
- Le Gallic, B. (2002) Fisheries sustainability indicators: The OECD experience, Joint workshop EEA-EC DG Fisheries-DG Environment on "Tools for measuring (integrated) Fisheries Policy aiming at sustainable ecosystems", Brussels, Belgium.
- Laukkanen, M. (2003) Cooperative and non-cooperative harvesting in a stochastic sequential fishery, *Journal of Environmental Economics and Management* 45(2):454-473.
- Le Bihan, D. (2002) Reforme de la politique commune de la pêche: queles propositions? *Revue du Marché Commune et de l'Union Européenne* 460:453-459.
- Lebel, L., Anderies, J.M., Campbell, B., Folke, C., Hatfield-Dodds, S., Hughes, T.P., Wilson, J. (2006) Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems, *Ecology and Society* 11(1):19.
- Lehodey, P., Alheit, J.; Barange, M., Baumgartner, T., Beaugrand, G., Drinkwater, K., Fromentin, J.M., Hare, S.R., Ottersen, G., Perry, R.I., Roy, C., van der Lingen, C.D., Werner, F. (2006) Climate variability, fish, and fisheries, *Journal of Climate* 19:5009-5030.

- Leigh, M. (1983) European integration and the Common Fisheries Policy, Croom Helm, Australia.
- Le Pape, O. L., Vigneau, J. (2001) The influence of vessel size and fishing strategy on the fishing effort for multispecies fisheries in the North-western France, *ICES Journal of Marine Science* 58:1232-1242.
- Le Quesne, W.J.F., Arreguin-Sanchez, F., Albanez-Lucero, M., Cheng, H., Cruz Escalona, V.H., Daskalov, G., Ding, H., Gonzalez Rodriguez, E., Heymans, J.J., Jiang, H., Lercari, D., Lopez-Ferreira, C., Lopez-Rocha, J.A., Mackinson, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Wu, J., Xu, H. Zetina-Rejon, M.J. (2008) Analysing ecosystem effects of selected marine protected areas with Ecospace spatial ecosystem models, *Fisheries Centre Research Reports* 16(2): 1-77.
- Lequesne, C. (2001) L'Europe Bleue. A quoi sert une politique communautaire de la peche? Presses de Sciences PO, Paris.
- Levin, S.A. (1998) Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems, *Ecosystems* 1:431-436.
- Lindebo, E. (2003) Capacity indicators of the European fishing fleet: analytical approaches and data aggregation, The XV EAFE Conference, IFREMER. Brest, France, 15-16th May.
- Lindebo, E., Frost, H., Lokkegaard, J. (2002) Common Fisheries Policy reform: a new fleet capacity policy, Fodevareokonimik Institut, Copenhagen.
- Lindebo, E. (1999) Fishing effort: a review of the basic biological and economic approaches, The IXth EAFE Conference, Dublin 6-10th April.
- Liu, S., Stern, D. (2008) A meta-analysis of contingent valuation studies in coastal and near-shore marine ecosystems, *MPRA Paper N° 11608*, University Library of Munich, Germany.
- Liu, Y., Sumaila, U.R. (2008) Can farmed salmon production keep growing? *Marine Policy* 32(3):97-501.
- Lischke, H. Lotter, A.F., Fischlin, A. (2002) Untangling a post-glacial pollen record with forest model simulations and independent climate data, *Ecological Modelling* 150:1-21.

- Lodge, M. (2003) Improving international governance in the Deep-Sea, *The International Journal of Marine and Coastal Law* 19(3):299-316.
- Loeng, H., Drinkwater K. (2007) An overview of the ecosystems of the Barents and Norwegian Seas and their response to climate variability, *Deep-Sea Research II* 54:2478-2500.
- López Veiga, E. (2000) Manual de política pesquera, Tomos I-II, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- López Veiga, E., Carballeira Tella, D., Penas, E., Caamaño Cebreiro, J., Aguirre Enríquez, P., Pastor Arratia, A., Fernández Domonte, F., Juárez Casado, S., Fernández López, J.C., Gallego Castro, A., Louro Lojo, J.M., Quintana Craballo, R., Fernández Paradela, F. (1993) Plan de ordenación de los recursos pesqueros y marisquero de Galicia, Consellería de Pesca, Marisqueo y Acuicultura, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- López Veiga, E., Vázquez, A., Labarta, E., Alonso-Allende, J.M., Fuertes, J.R., Pérez-Gándaras, G., Tourón, J. (1977) La pesquería de merluza de Galicia: estudio de la distribución de juveniles y análisis de rendimientos, *Informe Técnico Instituto Investigación Pesquera* 42:20 p.
- López Veiga, E., Vázquez, A., Pérez-Gándaras, G. (1974) Distribution and abundance of hake (*Merluccius merluccius*) in the coast of Galicia (Out. 1972, mar., nov. 1973, mar. 1974) ICES C.M. 1974/G: 2.
- Lough, J. (2007) Climate and climate change on the Great Barrier Reef. In Johnson, J.E., Marshall, P.A. (eds.) *Climate Change and the great barrier reef*, Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Townsville, Qld, pp. 15-50.
- Loureiro, M.L., Ribas, A., López, E., Ojea, E. (2006) Estimated costs and admissible claims linked to the Prestige oil spill, *Ecological Economics* 59(1):48-63.
- Low, B., Costanza, R., Ostrom, E., Wilson, J., Simon, C.P. (1999) Human-ecosystem interactions: a dynamic integrated model, *Ecological Economics* 31:227-242.
- Ludwig, D., Mangel, M., Haddad, B. (2001) Ecology, conservation, and public policy. *Annual Reviews of Ecological and Systematics* 32:481-517.

- Ludwing, D., Hilborn, R., Walters, C. (1993) Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history, *Science* 260:35-36.
- Lugten, (1999) A review of measures taken by regional marine fishery bodies to address contemporary fishery issues, *FAO Fisheries Circular N° 940*, Rome, FAO.
- Maguire, J., Sissenwine, M., Csirke, J., Grainger, R. (2006) The state of the world highly migratory, straddling and other high seas fish stocks, and associated species, *FAO Fisheries Technical Paper N° 495*, Rome, FAO.
- Mangold, K. (1983) *Octopus vulgaris*, In Boyle, P.R. (ed.) *Cephalopod life cycles*, 1, Species Accounts, London/New York: Academic Press, p. 335-364.
- Marchal, P., Ulrich, C., Korsbrekke, K., Pastoors, M. and Rackham, B. (2002) Comparison of three indices of fishing power on some demersal fisheries of the North Sea, *ICES Journal of Marine Science* 5:604-623.
- Margalef, R. (1980) *La biosfera, entre la termodinámica y el juego*, Omega, Barcelona.
- Martínez Alier, J., Roca, J. (2000) *Economía ecológica y política ambiental*, México, Fondo de Cultura Económica.
- McClanahan, R.A. (2001) The effect of marine reserves and habitat on populations of East African coral reef fishes, *Ecological Applications* 11(2):559-569.
- McKelvey, R. (1997) Game-theoretic insights into international management of fisheries, *Natural Resource Modelling* 10:129-171.
- MacSween, I. M. (1983) Markets for fish and fishery products in Eastern Europe, *FAO Fisheries Technical Paper N°241 FIIU/T241*. FAO, Rome.
- Mendelsohn, R. (1982) Discount factors and risk aversion in managing random fish populations, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 39:1252-1257.
- Mesterton-Gibbons, M. (1993) Game-theoretic resource modelling, *Natural Resource Modeling* 7: 93-146.
- Mikalsen, K., Hernes, H.K., Jentoft, S. (2007) Learning on user-groups: the role of civil society in fisheries governance, *Marine Policy* 31(2):201-209.
- Mikkelsen, N., Erlenkeuser, H., Killingley, J.S., Wolfgang H. Berger, W.H. (1982) Norwegian corals: radiocarbon and stable isotopes in *Lophelia pertusa*, *Boreas* 11:163-171.

- Miles, E.D. (1989) Management of world fisheries: implication of extended coastal state jurisdiction. Proceedings of workshop organized by the World Fisheries Project, Institute of Marine Studies, college of Ocean and Fisheries Sciences, University of Washington, Seattle, Washington, July 8-11th, 1985.
- Milessi, A.C., Arancibia, H., Neira, S., Defeo, O. (2005) The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001, *Fisheries Research* 74:223-231.
- Millazzo, M. (1998) Subsidies in world fisheries: a re-examination, *World Bank Technical Paper N° 406*, Washington DC.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino (2009) Resolución de 4 de marzo de 2009, de la Secretaría General del Mar, por la que se establece y se da publicidad al listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España, BOE N° 80, 2.04.2009.
- Molares, D.J., Parada Encisa, J.M., Navarro-Pérez, E., Fernández-Álvarez, A. (2009) Análise das posibles evidencias do cambio climático nos principais recursos marisqueiros de Galicia, *In* Muñuzuri, V.P., Fernández Cañamero, M., Gómez Gesteira, J.L. (coord.) *Evidencias do cambio climático en Galicia*, Xunta de Galicia, Consellería de Medio e Desenvolvemento Sostible, p. 501-518.
- Molares, D.J., Freire, J. (2003) Development and perspectives for community-based management of the goose barnacle (*Pollicipes pollicipes*) fisheries in Galicia (NW Spain), *Fisheries Research* 65(1-3):485-492.
- Molares, D.J., (2002) A revisión da situación do marisqueo, IV Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove 10-11 outubro 2001, p. 17-42.
- Molennar, E. (2000) The concept of “real interest” and other aspects of cooperation through regional fisheries management mechanisms, *The International Journal of Marine and Coastal Law* 15:475-531.
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T.J., Pauly, D. (2006) Fishing down the deep, *Fish and Fisheries* 7:24-34.
- Morato, T., Pauly, D., (2004) Vulnerability of seamount fish to fishing: fuzzy analysis of life-history attributes, *In* Morato, T., Pauly, D. (eds.) *Seamounts: biodiversity and fisheries*, p. 51-60.

- Morin, M. (2000) The fisheries resources in the European Union. The distribution of TACs: principle of relative stability and quota-hopping, *Marine Policy* 24(3):265-273.
- Motos, L., Uriarte, A., Valencia, V. (1996) The spawning environment of the Bay of Biscayanchovy (*Engraulis encrasicolus L.*), *Scientia Marina* 60(2):117-140.
- MRAG, IFM, CEFAS, AZTI Tecnalia, PoEM (2009) An analysis of existing Rights Based Management (RBM) instruments in Member States and on setting up best practices in the EU, Final Report, London, MRAG Ltd., 117 p.
- MRAG, MG Otero, PoEM (2008) Analysis of the economic and social importance of Community fishing fleet using bottom gears in the high seas. London, MRAG Ltd., 250 p.
- MRAG (2005) IUU fishing on the high seas: impacts on ecosystems and future science needs, London, MRAG Ltd.
- Munday, P.L., Jones, G.P., Pratchett, M.S., Williams, A.J. (2008) Climate change and the future for coral reef fishes, *Fish and Fisheries* 9:261-285.
- Mueter, F.J., Megrey, B.A. (2006) Using multi-species surplus production models to estimate ecosystem-level maximum sustainable yields, *Fisheries Research* 81:189-201.
- Mullon, C., Freon, P., Cury, P. (2005) The dynamics of collapse in world fisheries, *Fish and Fisheries*. 6:111-120.
- Munir, A. (1991) Fisheries after Factortame, London, Butterworths.
- Munro, G. (2006) Game theory and the development of resource management policy: the case of international fisheries, The 6th Meeting on Game Theory and Practice, Zaragoza, Spain, 10-12th July.
- Munro, G, Willmann, R., Van Houtte, A. (2005) The conservation and management of shared fish stocks: legal and economic aspects, *FAO Fisheries Technical Paper N°* 465, Rome.
- Munro, G. (1990) The optimal management of transboundary fisheries: game theoretic considerations, *Natural Resource Modelling* 4(4):403-426.

- Munro, G. (1987) The management of shared fishery resources and under extended jurisdiction, *Marine Resources Economics* 3:271-296.
- Munro, G. (1979) The optimal management of transboundary renewable resources, *Canadian Journal of Economics* 12:353-376.
- Murawski, S., Methot, R., Tromble, G. (2007) Biodiversity loss in the ocean: how bad is it? *Science* 316(5829):1281-1284.
- Murillas, A., Virto, J., Gallastegui, M.C., González, P., Fernández, F.J. (2008) The value of the good and services provided by marine biodiversity of the open oceans within Economic Exclusive Zone (Shelf) of Spain, AERNA Conference, 4-6th June, Palma de Mallorca.
- Myers, R.A., Baum, J.K., Sheperd, T.D., Powers, S.P., Peterson, C.P. (2007) Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean, *Nature* 315:1846-1850.
- Myers, R.A., Worm, B. (2005) Extinction, survival or recovery of large predatory fishes, *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 35:1-8.
- Myers, R.A., Worm, B. (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities, *Nature* 423:280-283.
- Myers, R.A. (1997) Comment and reanalysis: paradigms for recruitment studies, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:978-981.
- Naredo Pérez, J. M., Valero Capilla, A. (1999) Desarrollo económico y deterioro ecológico, Madrid, Fundación Argentaria.
- Naredo, J.M. (1987) La economía en evolución, Madrid, Siglo XXI (3^{era} edición),
- Nash, J.F. (1953) Two-person cooperative games, *Econometrica* 21:128-140.
- Nash, J.F. (1951) Non-cooperative games, *Annals of Mathematics* 54:289-295.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C., Clay, J., Folke, C., Lubchencho, H., Mooney, H., Troell, M. (2000) Effect of aquaculture on world fish supplies, *Nature* 405:1017-1024.
- Nicholls, R.J., P.P. Wong, V.R. Burkett, J.O. Codignotto, J.E. Hay, R.F. McLean, S. Ragoonaden, Woodroffe, C.D. (2007) Coastal systems and low-lying areas. Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability, In Parry, M.L. Canziani, O.F.,

- Palutikof, J.P., van der Linden P.J., Hanson, C.E. (eds.) Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 315-356.
- Odum, W.E., Heald, E. J. (1975) The detritus-based food web of an estuarine mangrove community, *In* Cronin, L.E. (ed.) *Estuarine research* 1, New York, Academic Press, p. 265-86.
- Orensanz, J.M., Parma, A., Jerez, G. Barahona, N., Montecinos, M., Elias, I. (2005) What are the key elements fro the sustainability of “S-fisheries”? Insights from Latin America, *Bulletin of Marine Science* 76(2):527-566.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2002) Handbook of biodiversity valuation: a guide for policy makers, OECD, Paris, France.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2001) Environmental indicators, Towards sustainable development 200, OECD, Paris, France.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (1993) Environmental indicators, OECD, Paris, France.
- Organización de Productores de Mexillón de Galicia (OPMEGA) (2006) Memoria de ejercicio ano 2006, 44 p.
- Organización de Productores de Mexillón de Galicia (OPMEGA) (2005) Memoria de ejercicio ano 2005, 45 p.
- Organización de Productores de Mexillón de Galicia (OPMEGA) (2004) Memoria de ejercicio ano 2003, 44 p.
- Organización de Productores de Mexillón de Galicia (OPMEGA) (2003) Memoria de ejercicio ano 2003, 40 p.
- Organización de Productores de Mexillón de Galicia (OPMEGA) (2002) Memoria de ejercicio ano 2002, 39 p.
- Organización de Productores de Mexillón de Galicia (OPMEGA) (2001) Memoria de ejercicio ano 2001, 34 p.
- Orrego Vicuña, F. (1994) Trends and issues in the law of the sea as applied in Latin America, *Ocean Development and International Law* 26:93-103.

- OSPAR C (2000) Quality Status Report 2000. Region IV - Bay of Biscay and Iberian Coast, OSPAR Commission, London.
- Ostrom, E., Burger, J., Field, C.B., Norgaard, R.B., Policansky, D. (1999) Revisiting the commons: local lessons, global challenges, *Science* 284: 278-282.
- Otero, J., González, A.F., Guerra, A., Álvarez-Salgado, X.M. (2009) Efectos do clima sobre o polbo común, *In* Muñuzuri, V.P., Fernández Cañamero, M., Gómez Gesteira, J.L. (coord.) *Evidencias do cambio climático en Galicia*, Xunta de Galicia, Consellería de Medio e Desenvolvemento Sostible, p. 403-421.
- Otero, J., Rocha, F., González, A.F., García, J., Guerra, A. (2005) Modeling coastal fisheries of Galicia (NW Spain) based on data obtained from fishers: the case of *Octopus vulgaris*, *Scientia Marina* 69(4):577-585.
- Ottersen, G., Kim, S., Ghuse, G., Polovina, J., Stenseth, N.C. (2009) Major pathways by which climate may force marine fish populations, *Journal of Marine Systems* (en prensa).
- Padilla, E. (2002) Intergenerational equity and sustainability, *Ecological Economics* 41:69-83.
- Palmero, F.M., González-Laxe, F., Miguélez Pose, F., Menéndez Pérez, E., Dopico Castro, J. (2004) Desarrollo sostenible y huella ecológica: una aplicación a la economía gallega, Netbiblo, A Coruña.
- Pan, T.C., Kao, J.J. (2009) Inter-generational equity index for assessing environmental sustainability: an example on global warming, *Ecological Indicators* 9:725-731.
- Panayotou, T. (1983) Conceptos de ordenación para las pesquerías en pequeña escala: aspectos económicos y sociales, *FAO Documentos Técnicos de Pesca N° 228*, Roma, FAO, 60 p.
- Pandolfi, J.M. (2005) Are U.S. coral reefs on the slippery slope to slime? *Science* 308(5729):1742-1743.
- Parsons, L.S., Lear, W.H. (2001) Climate variability and marine ecosystem impacts: a North Atlantic perspective, *Progress in Oceanography* 49:167-188.
- Patterson, K., Cook, R., Darby, C. (2001) Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting, *Fisheries Research* 2:125-157.

- Pascoe, S., Gréboval, D., Kirkley, J., Lindebo, E. (2004) Measuring and appraising capacity in fisheries: framework, analytical tools and data aggregation, *FAO Fisheries Circular N° 994*, Rome, FAO, 39 p.
- Paulik, G.J. (1973) Studies of the possible form of the stock and recruitment curve, *Rapp. P-V. Reunion Conseil Permanent pour l'Exploration de la Mer* 164:302-315.
- Pauly, D., Palomares, M.L. (2005) Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought, *Bulletin of Marine Science* 76(2):197-211.
- Pauly, D., Watson, R. (2005) Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index', as a measure of biodiversity, *Philosophical Transactions of Royal Society B*(360):415-423.
- Pauly, D., Maclean, J. (2003) *In a perfect ocean: the state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean*, Island Press, Washington, DC.
- Pauly, D., Alder, J., Bennet, E., Christensen, V., Tyedmers, T., Watson, R. (2003) The future for fisheries, *Science* 302:1359-1361.
- Pauly, D., Zeller, D. (2003) The global fisheries crisis as a rationale for improving the FAO's database of fisheries statistics, *In Zeller D., Booth S., Mohammed E., Pauly D. (eds.) From Mexico to Brazil: Central Atlantic fisheries catch trends and ecosystem model, Fisheries Centre Research Reports* 11(6), Vancouver, p. 1-9.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D. (2002) Towards sustainability in world fisheries, *Nature* 418:689-695.
- Pauly, D., Palomares, M.L.D, Froese, R., Sa-A, P., Vakily, M., Preikshot, D., Wallace, S. (2001) Fishing down Canadian marine food webs, *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science* 58 (1):51-62.
- Pauly, D., Christensen, V., Walters, C.J. (2000) Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries, *ICES Journal of Marine Science* 57:697-706.
- Pauly, D., Froese, R. & Christensen, V. (1998a) How pervasive is 'Fishing down marine food webs': response to Caddy *et al.* *Science* 282:1383 (full text, p. 1383a) www.sciencemag.org/cgi/content/full/282/5393/1383a?maxtoshow=&HITS=10&hits=10&RESULTFORMAT=&author1=PAULY&searchid=1108594059175_11362 (accesso 22/06/2006).

- Pauly, D. Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. Torres, J.F. (1998) Fishing down marine food webs, *Science* 279:860-863. &stored_search=&FIRSTINDEX=0&fdate=1/1/1998 &tdate=12/31/1998 (acceso 22/06/2006).
- Pauly, D., Christensen, V. (1995) Primary production required to sustain global fisheries, *Nature* 374:255-257.
- Pearse, P.H. (1996) Grasping the nettle: institutional reform for sustainable fisheries on the Pacific Coast, In Dobell, R., Long, J. (eds.) *Politics, Management and conflict in the Canadian fisheries*. Public forum sponsored by The Maritime Awards of Canada. University of Victoria, p. 37-44.
- Penas, E. (2008) Los postulados de la revisión de la Política Pesquera Común, In González-Laxe, F. (coord.) *Lecciones de Economía Pesquera*, Netbiblio, A Coruña, p. 175-189.
- Penas, E. (2000) Elementos para una ordenación integral de los usos del medio litoral de Galicia, Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia, 368 p.
- Penas, E. (1997) La gestión de los recursos pesqueros en la Unión Europea, *Papeles de Economía Española* 71:182-193.
- Penas, E. (1986) Modelo preliminar del ecosistema de la plataforma continental de Galicia, *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 3(1):43-56.
- Peterson, C., Turner, M., Woodmansee, R. (1996) Report of the Ecological Society of American Committee on the scientific basis for ecosystem management, *Ecological Applications* 61:665-691.
- Pereira, J.A., García del Hoyo, J.J. (eds.) (2007) Observatorio científico de las pesquería artesanales. Recursos pesqueros. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva.
- Pereiro, F.J., Fernández, A., Iglesias, S. (1980) Relationships between depth and age recruitment indexes of hake in Galician and Portuguese shelf, ICES C.M. 1986/G:32.
- Pérez-Camacho, A., Labarta, U., Bairas, R. (1995) Growth of mussels (*Mytilus edulis galloprovincialis*) in cultivation raft: influence of seed source, cultivation site and food availability, *Aquaculture* 138:349-362.

- Pérez-Gándaras, G., Guerra, A., Vázquez, A., Alonso-Allende, J.M., Labarta, E., Fuertes, J.R., López Veiga, E. (1980) Distribución y abundancia de especies demersales de Galicia, *Informe Técnico Instituto Investigación Pesquera N° 73*, 30 p.
- Pérez, N., Santurtún, M., Castro, J., Ruiz, J., Saiza, M. (2005) Preliminary results on Northern Hake from the “Spanish discard sampling programme”, Working Document WGHMM, 8 p.
- Perrings, C. (2000) Sustainability indicators for fisheries in integrated coastal area management, *Marine and Freshwater Research* 51(5):513-522.
- Perry, R.I., Schweigert, J.F. (2008) Primary production and the carrying capacity for herring in the NE Pacific marine ecosystems, *Progress in Oceanography* 77:241-251.
- Perry, R.I., Low, P.J., Ellis, J.R., Reynolds, J.D. (2005) Climate change and distribution shifts in marine fishes, *Science* 308:1912:1915.
- Peterson, M. (2006) The precautionary principle is incoherent, *Risk Analysis* 26:595-601.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J.M., Buddemeier, R.H. y Stockwell, R.B. (2002) Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios, *Nature* 416:626-629.
- Piedracoba, S., Nieto-Cid, M., Teixeira, I.G., Garrido, J.L., Álvarez-Salgado, Rosón, G., Castro, C.G., Pérez, F.F. (2008) Physical-biological coupling in the coastal upwelling system of the Ría de Vigo (NW Spain). II: In vitro approach, *Marine Ecology Progress Series* 353:41-53.
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J., Sainsbury, K.J. (2004) Ecosystem-based fishery management, *Science* 305:346–347.
- Pinkerton, E. (ed.) (1989) Co-operative management of local fisheries, University of British Columbia Press, Vancouver, 299 p.

- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V., Badalamenti, F. (2003) Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings, *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science* 60:222-235.
- Pintassilgo, P., Costa-Duarte, C. (2000) The new member problem in the cooperative management of the high seas fisheries, *Marine Resources Economics* 15:361-378.
- Piñeiro, C.G., Bañón, C.R. (2001) The deep-sea water fisheries exploited by Spanish fleets in the Northeast Atlantic: a review of the current status, *Fisheries Research* 51:311-320.
- Pitcher, T.J., Kalikoski, D.B., Short, K., Varkey, D., Pramoda, G. (2008) An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries, *Marine Policy* 33(2):223-232.
- Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Pauly, D. (2001) Fisheries impacts on North Atlantic ecosystems: evaluations and policy explorations, *Fisheries Centre Research Report*, 9(5):94 p.
- Pitcher, T.J., Preikhost, D. (2001) RAPFISH: a rapid appraisal technique to evaluate the sustainability status of fisheries, *Fisheries Research* 49:255-270.
- Pitcher, T.J. (1999) RAPFISH, a rapid appraisal technique for fisheries, and its application to the code of conduct for responsible fisheries, FAO, Rome, 1999, 52 p.
- Pitcher, T.J., Chuenpagdee, R. (eds.) (1994) By-catches in fisheries and their impact on the ecosystem, *Fisheries Centre Research Reports* 2(1):86 p.
- Pitcher, T., Hart, P. (1982) *Fisheries ecology*, Chapman and Hall, London.
- Plagányi, É.E. (2007) Models for an ecosystem approach to fisheries, *FAO Technical Paper N° 477*, Rome, FAO, 108 p.
- Poff, N.L., Brinson, M.M., Day, J.W. (Jr.) (2002) *Aquatic ecosystems and global climate change: potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States*, Pew Center on Global Climate Change. Arlington, VA.
- Pope, J. G. (1983) *Fisheries Resource Management Theory and Practice*. In Taylor, J.L., Baird, G.G. (eds.) *New Zealand finfish fisheries: the resources and their management*, Trade Publications, Auckland, p. 56-62.

- Portela, J., Sacau, M., Wang, J., Pierce, G.J., Santos, M.B., Cardoso, X. (2005) Analysis of the variability in the abundance of shortfin squid (*Illex argentinus*) in the Southwest Atlantic fisheries during the period 1999-2004. Theme Session on Connecting Physical-Biological Interactions to Recruitment Variability, Ecosystem Dynamics, and the Management of Exploited Stocks (O), ICES CM 2005/O: 16.
- Portela, J., Iglesias, S., Ramilo, G. (1997) Pesquerías de mayor interés para la flota española en el Atlántico Sudoccidental (ATSO), *Instituto Español de Oceanografía N° 165*, p. 45.
- Porter, G. (1998) Estimating overcapacity in the global fishing fleets, WWF, Washington, D.C.
- Potts, T.W. (2004) Sustainability indicators in marine capture fisheries, PhD Thesis, University of Tasmania, Australia.
- Prego R (1993) General aspects of carbon biogeochemistry in the Ria of Vigo, North-western Spain, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57:2041-2052
- Preikshot, D., Nsiku, E., Pitcher, T Pauly, D. (1998) An interdisciplinary evaluation of the status and health of African lake fisheries using a rapid appraisal technique, *Journal of Fish Biology* 53 (A):381-393.
- Pullin, R.S., Froese, R., Pauly, D. (2007) Indicators for the sustainability of aquaculture, In Bert, T.M. (ed.) *Ecological and genetic implications of aquaculture activities*. Springer, p. 53-72.
- Quinn, T.J., Fagen R.M., Zheng, J. (1990) Threshold management policies for exploited populations, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 47:2016-2029.
- Quirk, J.P., Smith, V.L. (1970) Dynamic economic models of fishing, In Scott, A.D. (ed.) *Economics of Fisheries Management: a symposium*, H. R. McMillan lectures in fisheries, 1969, University of British Columbia, Vancouver, p. 3-32.
- Raakjer Nielsen, J., Degnbol, P. (2001) Indicators as a basis for robust and acceptable fisheries Management, Regional Technical Consultation on Indicators for Sustainable Fisheries Management in ASEAN Region, Haiphong, Vietnam 2-5th May 2001.
- Rees, W. (1996) Indicadores territoriales de sustentabilidad, *Ecología Política* 12:34-45.

- Reynolds, J.D., Dulvy, N.K., Goodwin, N.B. Hutchings, J.A. (2005) Biology of extinction risk in marine fishes, *Proceedings of the Royal Society B* 272:2337-2344.
- Ribot, J.C. (2002) Democratic decentralization of natural resources: institutionalizing popular participation. Washington DC, USA, World Resources Institute.
- Rice, J., Rivard, D. (2007) The dual role of indicators in optimal fisheries management, *ICES Journal of Marine Science* 64:775-778.
- Ricker, W.E. (1954) Stock and recruitment, *Journal of the Fisheries Research Board* 11:559-623.
- Robins, C.M., Wang, Y.G., Die, D. (1998) The impact of global positioning systems and plotters on fishing power in the northern prawn fishery, Australia, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55:1645-1651.
- Robinson, C., Pascoe, S., Hatcher, A. (1998) Why are the Spanish fishing our waters? An economic perspective, *CEMARE Research Paper N° 138*, United Kingdom.
- Rocha, F.J., Castro, B.G., Gil, M.S., Guerra, A. (1994) The diets of *Loligo vulgaris* and *Loligo forbesi* (Cephalopoda, Loliginidae) in North-western Spanish Atlantic waters, *Sarsia*, 79:119-126
- Rochet, M.J., Trenkel, V.M. (2009) Why and how could indicators be used in ecosystem approach to fisheries management, *In* Beamish, R., Rothschild, B. (eds.) *The future of fisheries science in North America*, Fish and Fisheries Series 31, Springer Science, p. 209-227.
- Rodríguez Rodríguez, G., Villasante, S. (2009) Limits of aquaculture production in the European Union: economic and ecological perspectives (en prep.)
- Rodríguez Rodríguez, G. (2008) Economía de los cultivos de mejillón en Galicia, Netbiblio, A Coruña.
- Rodríguez Solórzano, M., Devesa Regueiro, S., Soutullo Garrido, L. (1983) Guía dos peixes de Galicia, Ed. Galaxia, Vigo.
- Rodríguez Villanueva, X.L., Vázquez, X. (1994a) Peixes do mar de Galicia (II). Peixes óseos: (continuación), Madrid, Ed. Xerais de Galicia.

- Rodríguez Villanueva, X.L., Vázquez, X. (1994) Peixes do mar de Galicia (III). Peixes óseos: xeneralidades, clasificación e orde peciformes, Madrid, Ed. Xerais de Galicia.
- Rogers, R.A. (1995) The oceans are emptying: fish war and sustainability, Black Rose Books Ltd., Canada.
- Rosenberg, A.A., Restrepo, V.R. (1994) Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. marine fisheries, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 51:2715-2720.
- Rosón, G., Cabanas, J.M., Pérez, F.F., Herrera Cortijo, J.L., Ruiz-Villarreal, M. Castro, C.G., Piedracoba, S., Álvarez-Salgado, X.A. (2009) Evidencias do cambio climático na hidrografía e a dinámica das rías e da plataforma galega, *In* Vicente Pérez Muñuzuri, Marisa Fernández Cañamero e José Luis Gómez Gesteira (coord.) Evidencias do cambio climático en Galicia, Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, p. 287-302.
- Royal Society (2005) *Science News*, Royal Society (<http://www.royalsoc.ac.uk/news.asp?id=3256>) (acceso, 22/05/2006).
- Sadovy, Y., Cheung, W.L. (2003) Near extinction of a highly fecund fish: the one that nearly got away, *Fish and Fisheries* 4 86-99.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Reza, M., Paredes, G., López-Lemus, L.G. (2004) Fishing down coastal food webs in the Gulf of California, *Fisheries* 29:19-25.
- Salz, P., Buisman, E., Smit, J., de Vos, B. (2006) Employment in the fisheries sector: current situation, European Commission.
http://ec.europa.eu/fisheries/publications/studies/employment_study_2006.pdf
(acceso 12/11/2007).
- Sánchez, F., Rodríguez-Cabello, O., Olaso, I. (2005) The role of elasmobranchs in the Cantabrian Sea shelf ecosystem and impact of the fisheries on them, *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 35:467-480.
- Sánchez, F., Olaso, I. (2004) Effects of fisheries on the Cantabrian Sea, *Ecological Modelling* 172:151-174.
- Sánchez Mata, A., Molares, J., Sánchez Mata, A.G., Chapela, A., Giraldes R. (2007) Estructura y distribución de los bancos naturales de vieira (*Pecten maximus* L. 1718)

- IX Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 10-11 outubro 2006, p. 257-264.
- Sanchirico, J.N., Malvadkar, U., Hastings, A., Wilen, J.E. (2006) When are no-take zones an economically optimal fishery management strategy? *Ecological Applications* 16(5):1643-1659.
- Santos, J., Velasco, F., Punzón, A., Quinzán, M., Pérez, N. (2008) Spanish discards for Southern Hake stock, Work document for ICES Working Group for the assessment of Hake, Monk and Megrin (WGHMM), April.
- Sarmiento, J.L., Slater, R., Barber, R. (2004) Response of ocean ecosystems to climate warming, *Global Biogeochemical Cycles* 18:GB3003.
- Schaefer, M.B. (1957) A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean, *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 2:247-285.
- Schaefer, M.B. (1954) Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries, *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 1:27-56.
- Scheffer, M., Carpenter, S.R., Foley, J. Folke, C., Walker, B.H. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems, *Nature* 413:591-596.
- Schmittner, A. (2005) Decline of the marine ecosystem caused by a reduction in the Atlantic overturning circulation, *Nature* 434:628-633.
- Schwach, V., Bailly, D., Christensen, A.S. (2007) Policy and knowledge in fisheries management: a policy brief, *ICES Journal of Marine Science* 64(4):798-803.
- Scott, A.D. (1955) The fishery: the objectives of sole ownership, *Journal of Political Economy* 63:116124.
- Sea Around Us (SAUP) Sea Around us Project www.seaaroundus.org/ (acceso 03/07/2006).
- Segnestam, L. (2002) Indicators of Environment and Sustainable Development Theories and Practical Experience, World Bank, Washington DC.
- Seijo, J., Defeo, O., Salas, S. (1997) Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo, *FAO Documento Técnico de Pesca N° 368*, 176 p.

- Sherman, L. (2006) The Large Marine Ecosystem network approach to WSSD targets, *Ocean and Coastal Management* 49(9-10):640-648.
- Sgeca (2007) Commission Staff Working document preparation of Annual Economic Report (SGECA 08-02), Copenhagen, 21-25th April 2008, SEC (2007), Brussels, 13.08.2007.
- Sharp, R., Sumaila, U.R. (2009) Quantification of U.S. marine fisheries subsidies, *North American Journal of Fisheries Management* 29:18-32.
- Sharp, G.D. (1988) Fish populations and fisheries: their perturbations, natural and man induced, *In* Postma, H., Zijlstra, J.J. (eds.) *Ecosystems of the World 27. Continental Shelves*, Elsevier, Amsterdam, p. 155-202.
- Singh, R.K., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.K. (2009) An overview of sustainability assessment methodologies, *Ecological indicators* 9:189-212.
- Smith, K.L. Jr, Baldwin, R.J., Ruhl, H.A., Kahru, M., Mitchell, B.G., Kaufman, R.S. (2006) Climate effect on food supply to depths greater than 4,000 meters in the northeast Pacific, *Limnology and Oceanography* 51:166-176.
- Smith, T.D. (2002) The Wood Hole bottom trawl resource survey: development of fisheries-independent multispecies monitoring, *In* Andersen, I. (ed.) 100 years of science under ICES. A Symposium held in Helsinki, 1-4 August 2000. ICES Marine Science Symposia 215: in press. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- Solecki, J.J. (1966) The economic aspects of the fishing industry in Mainland China. Institute of animal resource ecology laboratory, The University of British Columbia, Vancouver.
- Solórzano, M.R, Devesa Regueiro, S., Soutullo Garrido, L. (1983) Guía dos peixes de Galicia, Editorial Galaxia, Vigo, 224 p.
- Spangenberg, J. (2002) Institutional sustainability indicators: an analysis of the institutions in Agenda 21 and a draft set of indicators for monitoring their effectivity, *Sustainable development* 10:103-115.
- Stergiou, K.I., Koulouris, M. (2000) Fishing down the marine food webs in the Hellenic seas, *CIEM Workshop Series N° 12*:73-78.

- Stevenik, E.K., Sundby, S. (2007) Impacts of climate change on commercial fish stocks in Norwegian waters, *Marine Policy* 31:19-31.
- Sumaila, U.R. (2007) Challenges to estimating the benefits of marine protected areas, Symposium and Workshop of the NAMPAN Loreto, Mexico, March 1-3th, 2005.
- Sumaila, U.R., Pauly, D. (2007) All fishing nations must unite to cut subsidies, *Nature* 450:945.
- Sumaila, U.R., Chuenpagdee, R., Alexander, P.S., Armstrong, C., Falk-Petersen, J., Heymans, S.S., Isaacs, M., Stephanus, K., Cruz Trinidad, A. (2006) Ecosystem Values, INCOFISH Deliverable 8.2.
- Sumaila U.R., Alder J., Keith H. (2006) Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy* 30:696-703.
- Sumaila, U.R., Walters, C. (2005) Intergenerational discounting: a new intuitive approach, *Ecological Economics* 52:135-142.
- Sumaila, U.R., Nines, C., Oelofsen, B. (2003) Management of shared fish stocks in the Benguela marine ecosystem, In FAO Papers Presented at the Norway-FAO Expert consultation on the management of shared fish stocks, Bergen, Norway, 7-10 October 2002, *FAO Fisheries Report N° 695 Supplement*, Rome, p. 143-158.
- Sumaila, U.R. Vasconcellos, M. (2000) Simulation of ecological and economic impacts of distant water fleets on Namibian fisheries, *Ecological Economics* 32(3):457-464.
- Sumaila, U.R. (1999) A review of game-theoretic models of fishing, *Marine Policy* 23:1-10.
- Sumaila, U.R. (1997) Cooperative and non-cooperative exploitation of the Arcto-Norwegian cod stock, *Environmental and Resource Economics* 10:147-165.
- Surís-Regueiro, J., Garza-Gil, M.D. (2004) Avaliación de danos directos e indirectos. Metodoloxía e plan de traballo para o caso do Prestige, In Prada, A. Vázquez, X (coord.) *Efectos económicos, sociais e ambientais da mera negra do Prestige*, Santiago de Compostela, Consello da Cultura Galega, p. 311-353.
- Surís-Regueiro, J.C., Varela-Lafuente, M., Iglesias-Malvido, C. (2003) Effectiveness of the structural fisheries policy in the European Union, *Marine Policy* 27(6):535-544.

- Sutinen, J.G., Soboil, M. (2003) The performance of fisheries management systems and the ecosystem challenge, *In* Sinclair, M., Valdimarsson, G. (eds.) *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, Rome, FAO.
- Stump, K., Batker, D. (1996) Sinking fast- How factory trawlers are destroying U.S fisheries. Greenpeace.
- Symes (2005) Altering course: future directions for Europe's fisheries policy, *Fisheries Research* 71(3):259-265.
- Symes, D. (1997a) The European Community's common fisheries policy, *Ocean and Coastal Management* 35 (2-3):137-155.
- Symes, D. (1997) Fisheries management: in search of good governance, *Fisheries Research* 32 (2,1):107-114.
- Tacon, A.G., Hasan, M.R., Subasinghe, R.P. (2006) Use of fishery resources as feed inputs for aquaculture development: trends and policy implications, *FAO Fisheries Circular N° 1018*, Rome, Italy, 114 p.
- Talbert, J., Wolowicz, K., Venetoulis, J., Gelobter, M., Boyle, P., Mott, P. (2006) The Ecological Fishprint of Nations measuring humanity's impact on marine ecosystems, *Redefining progress*, Oakland.
- Tel Pérez, E. (2007) Variabilidad y tendencias del nivel del mar en las costas de la Península Ibérica: su relación con parámetros meteorológicos, *Instituto Español de Oceanografía N °26*: 349 p.
- Teira, E., Abalde, J., Álvarez-Ossorio, M.T., Bode, A., Cariño, C., Cid, A., Fernández, E., González, N., Lorenzo, J., Valencia, J., Varela, M. (2003) Plankton carbon budget in a coastal wind-driven upwelling station off A Coruña (NW Iberian Peninsula), *Marine Ecology Progress Series* 265:31-43.
- Tenore, K.R., Alonso-Noval, M., Alvarez-Ossorio, M., Atkinson, L.P., Cabanas, J.M., Cal, R.M., Campos, H.J., Castillejo, F., Chesney, E.J., Gonzalez, N., Hanson, R.B., McClain, C.R., Miranda, A., Roman, M.R., Sánchez, J., Santiago, G., Valdes, L., Varela, M., Yoder, J. (1995) Fisheries and Oceanography off Galicia, NW Spain (FOG): mesoscale spatial and temporal changes in physical processes and resultant patterns of biological productivity, *Journal de Geophysical Research* 100:10943-10966.

- Tesfamichael, D. and Pitcher, T.J. (2006) Multidisciplinary evaluation of the sustainability of red sea fisheries using RAPFISH, *Fisheries Research* 78:227-235
- Teixeira, C., Tundisi, J.G. (1967) Primary production and phytoplankton in equatorial waters, *Bulletin of Marine Science* 17:884-891.
- Thèbaud, O. (2000) The economics of fisheries self-regulation: analytical issues and a historical case study, Paper presented at the 10th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade, Corvallis, Oregon (USA), July 10-14th.
- Thiele, W. (1999): Global Trends in fishing technology and their effects on fishing power and capacity, FAO Regional Workshop on the effects of globalization and deregulation of marine capture fisheries in Asia, Pusan, Republic of Korea.
- Tilstone, G.H., Figueiras, F.G., Fermín E.G., Arbones, B. (1999) Significance of nanophytoplankton photosynthesis and primary production in a coastal upwelling system (Ria de Vigo, NW Spain), *Marine Ecology Progress Series* 183:13-27.
- Thompson, W.F. (1950) The effect of fishing on stocks of Halibut in the Pacific, University of Washington Press, Seattle.
- Thompson, W.F., Dunlop, H.A., Bell, F.H. (1931) Biological statistics of the Pacific halibut fishery, Changes in yield of a standardized unit gear, *International Fisheries Commission Report N°6*, 119 p.
- Tribunal de Cuentas Europeo (1994) Informe Especial N° 3/93 del Tribunal de Cuentas Europeo sobre la aplicación de las medidas destinadas a la reestructuración, modernización y adaptación de las flotas pesqueras de la Comunidad, DOCE C 2, 4.1.94.
- Trisak, J. (2005) Applying game theory to analyze the influence of biological characteristics on fishers' cooperation in fisheries co-management, *Fisheries Research* 75(1-3): 164-174.
- Tyedmers, P., Watson, R., Pauly, D. (2005) Fuelling Global Fishing Fleets, *Journal of Human Environment* 34:59-62.
- Uhlmann, S. Fletcher D., Moller, H. (2005) Estimating incidental takes of shearwaters in driftnet fisheries: lessons for the conservation of seabirds, *Biological Conservation* 123:151-163.

- United Nations Environment Programme (UNEP) (2002) Integrated assessment of trade liberalization and trade-related policies. A country study on the fisheries sector in Argentina, United Nations, Geneva, Switzerland, 118 p.
- United Nations (2008b) The Millennium Development Goals Report 2008, New York.
- United Nations (2008a) Sustainable fisheries, including through the 1995 Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, and related instruments, New York, A/63/128.
- United Nations (2008) Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, New York, A/56/537.
- United Nations (2007) Indicators of sustainable development: guidelines and methodologies, New York, 99 p.
- United Nations (2006) Impacts of fishing on vulnerable marine ecosystems: actions taken by States and regional fisheries management organizations and arrangements to give effect to paragraphs 66 to 69 of General Assembly resolution 59/25 on sustainable fisheries, regarding the impacts of fishing on vulnerable marine ecosystems, New York, A/61/154.
- United Nations (2002) United Nations World Summit on sustainable development: key outcomes of the summit. Johannesburg: World Summit on United Nations Sustainable Development, New York.
- United Nations (2001a) Department of Economic and Social Affairs, Report on the aggregation of indicators of sustainable development, Background Paper for the Ninth Session of the Commission on Sustainable, Development, New York,
- United Nations (2001) Indicators for Sustainable Development, Framework and Methodologies, CDS 9, Prepared by the Division for Sustainable Development, DESA, New York.
- United Nations (1999) United Nations Sustainable Development: Indicators of Sustainable Development, New York.

- United Nations (1995) United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. New York. A/CONF.164/37.
- United Nations (1982) United Nations Convention on Law of the Law, UN Document, A/Conf.62/122.
- Valeriano Moldes, D. (2007) El cultivo de algas, IX Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 10-11 outubro 2006, p. 123-126.
- Valtysson, H.P., Pauly, D. (2003) Fisheries impacts on North Atlantic food webs: long term trends and their implications. *In* Eyjolfur, G., Valtysson, H.P. (eds.), Competitiveness within the Global Fisheries, Proceedings of a Conference Held in Akureyri, Iceland, on April 6–7th, 2000, University of Akureyri, Akureyri, p. 12–24.
- Van Marlen, B. (ed.) (2009) Energy saving in fisheries, Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies, Brussels, 425 p.
- Varela-Lafuente, M.M., Garza-Gil, M.D. (2002) Avances recientes en la economía de los recursos pesqueros, *Ekonomiaz* 49:99-121.
- Varela-Lafuente, M.M., Surís-Regueiro, J.C., Garza-Gil, M.D., Iglesias Malvido, C.I. (2000) Economía de la pesca. Presente y futuro de la regulación pesquera en Galicia, Instituto de Estudios Económicos. Fundación Pedro Barrié de La Maza. A Coruña.
- Varela, M., Bode, A., Gómez Figueiras, F., Huete-Ortega, M., Marañón, E. (2009) Variabilidade e tendencias interanuais no fitoplancto mariño das costas de Galicia, *In* Muñuzuri, V.P., Fernández Cañamero, M., Gómez Gesteira, J.L. (coord.) *Evidencias do cambio climático en Galicia*, Xunta de Galicia, Consellería de Medio e Desenvolvemento Sostible, p. 327-340.
- Varela, M., Bode, A., Lorenzo, J., Álvarez-Ossorio, M.T., Miranda, A., Patrocinio, T., Anadón, R., Biseca, L., Rodríguez, N., Valdés, L., Cabl, J., Urrutia, A., García-Soto, C., Rodríguez, M., Álvarez-Salgado, X.A., Groom, S. (2006) the effect of the “Prestige” oil spill on the plankton of the N-NW Spanish Coast, *Marine Pollution Bulletin* 53: 272-286.

- Varela, M., Fuentes, J.M., Penas, E., Cabanas, J.M. (1984) Producción primaria de las Rías Baixas de Galicia, Cuadernos da Área de Ciencias Mariñas, Seminario de Estudos Galegos, *Edicións do Castro* 1:173-182.
- Vargas Carreño, E. (1973) América Latina y el Derecho del Mar, México, Fondo de Cultura Económica.
- Vasconcellos, M., Gasalla, M.A. (2001) Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil, *Fisheries Research* 50(3):279-295.
- Vestergaard, N., A. Hoff, J. Andersen, E. Lindebo, L. Grønþæk, S. Pascoe, D. Tingley, S. Mardle, O. Guyader, F. Daures, L. van Hoof. J.W. de Wilde, J. Smit (2002) Measuring capacity in fishing industries using the Data Envelopment Analysis (DEA) approach, University of Southern Denmark, October.
- Villasante, S., Carballo Penela, A., Pitcher, T., García-Negro, M.C. (2009d) Ecosystem based-approach, sustainability and multidisciplinary assessment of the Galician S(mall) S(cale) F(isheries) (en preparación).
- Villasante, S., García-Negro, M.C., Rodríguez Rodríguez, G. Pauly, D., Zeller, D., Palomares, M.L. (2009c) Fishing down marine food webs of Spanish small-scale fisheries (en prep.).
- Villasante, S., García-Negro, M.C., Rodríguez Rodríguez, G. (2009b) Limits of aquaculture production in Latin American countries (en preparación).
- Villasante, S., García-Negro, M.C., Rodríguez Rodríguez, G. Pauly, D., Zeller, D., Palomares, M.L. (2009a) Fishing down marine food webs in Argentina, IV ALEAR Congress, Costa Rica.
- Villasante, S., Sumaila, U.R. (2009) Exploring cooperative or non-cooperative fisheries management, Working Paper #12, LACEEP, San José de Costa Rica.
- Villasante, S., García-Negro, M.C., Carballo Penela, A., Rodríguez Rodríguez, G. (2008b) Magnitud e implicaciones de la política común de pesca sobre el metabolismo de los recursos marinos: aplicación de indicadores de sustentabilidad al sector pesquero europeo, *Revista Galega de Economía* 1: 53-82.
- Villasante, S. García-Negro, M.C., González Laxe, F. (2008a) Evaluación del éxito de la política pesquera comunitaria a través del sistema de TAC, In González Laxe, F. (dir.) Lecciones de Economía Pesquera, p. 194-214, Netbiblio, A Coruña.

- Villasante, S., Sumaila, U.R. (2008) Economics of Fisheries Management of Straddling Fish Stocks in the Patagonian Marine Ecosystem 5th World Fisheries Congress, Yokohama, Japan. October 19-25th.
- Villasante, S., Carballo Penela, A., Rodríguez Rodríguez, G., García-Negro, M.C. (2007) O desenvolvemento económico do marisqueo en Galicia a través da análise das Táboas Input-Output Pesca-Conserva Galegas, IX Foro dos Recursos Mariños e da acuicultura das Rías Galegas, O Grove, 10-11 outubro 2006, p. 325-333.
- Villasante, S., Carballo Penela, A., García-Negro, M.C. (2007) Redirecting the Common Fisheries Policy: the ecosystem based management advances in Europe, The Bergen Conference on implementing the ecosystem based approach to fisheries, Bergen, September 26-28th, 2006.
- Villasante, S., García Negro, M.C., Chas Amil, M.L., Doldán García, X.R. (2005) Las zonas dependientes de la pesca como factor generador de desigualdades territoriales en la política pesquera de la Unión Europea: análisis del caso en Galicia, XXI Reunión Estudios Regionales, Asociación Española de Ciencia Regional, Autonomías y descentralización: debate y perspectivas, Alcalá de Henares, 17-18 noviembre.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems, *Science* 277:494-499.
- Wackernagel, M., Rees, W. (1996) Our Ecological Footprint, Philadelphia, Gabriola Island, BC.
- Waluda, C.M., Rodhouse, P.G., Podestá, G.P., Trathan, P.N., Pierce, G.J. (2001) Surface oceanography of the inferred hatching grounds of *Illex argentinus* (*Cephalopoda Ommastrephidae*) and influences on recruitment variability, *Marine Biology* 139:671-679.
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A (2004) Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and society* 9(2):5.
- Walters, C.J., Martell, J.D. (2004) Fisheries ecology and management, Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Walters, C.J., Collie, J.S. (1988) Is research on environmental factors useful to fisheries management? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 45:1848–1854.

- Walters, C.J. (1998) Designing fisheries management systems that do not depend upon accurate stock assessment, *In* T.J. Pitcher, P. Hart, D. Pauly (eds.) *Reinventing fisheries management*, Kluwer Academia Publishers, London, p. 279-288.
- Walters, C.J., Maguire, J.J. (1996) Lessons for stock assessment from the northern cod collapse, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6, 125–138.
- Walters, C.J., Holling, C.S. (1990) Large-scale management experiments and learning by doing, *Ecology* 71(6):2060-2068.
- Walters, C.J. (1986) *Adaptive management of renewable resources*, New York, McGraw Hill.
- Walters, C., Hilborn, R. (1978) Ecological optimization and adaptive management. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:157-188.
- Wang, M., Overland, J.E., Bond, N.A. (2009) Climate projections for selected large marine ecosystems, *Journal of Marine Systems* (en prensa).
- Ward, J.M., Kelly, M. (2009) Measuring management success: Experience with United States fisheries, *Marine Policy* 33:164-171.
- Ward, J.M., Kirkley, J.E., Metzner, R., Pascoe, S. (2004) Measuring and assessing capacity in fisheries. 1. Basic concepts and management options, *FAO Fisheries Technical Paper N° 433/1*, Rome, FAO. 2004. 40 p.
- Ward, J.M, Brainerd, T., Milazzo, M. (2000) Assessing capacity and excess capacity in federally managed fisheries, a preliminary and qualitative report. National Marine Fisheries Service, Offices of Science and Technology and Sustainable Fisheries, Silver Spring, Maryland, September, 131 p.
- Watson, R., Morato, T. (2004) Exploitation patterns in seamount fisheries: a preliminary analysis, *In* Morato, T., Pauly, D. (eds). *Seamounts: Biodiversity and Fisheries*, *Fisheries Centre Research Report* 12(5):61-66.
- Watson R., Kitchingman A., Gelchu A., Pauly D. (2004) Mapping global fisheries: sharpening our focus, *Fish and Fisheries* 5:168–177.
- Watson, R., Pauly, D. (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends, *Nature* 414:534-536.

- Westoby, M., Falster, D., Moles, A., Vesk, P., Wright, I. (2002) Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species, *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:125-159.
- Whitehead, H., McGill, B, Worm, B (2008) Diversity of deep-water cetaceans in relation to temperature: implications for ocean warming, *Ecology letters* 11:1198-1127.
- Winder, M., Schindler, D.E. (2004) Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem, *Ecology* 85:2100-2106.
- Wise, M. (1984) The common fisheries policy of the European Community, Methuen, London.
- World Bank (2009) The Sunken billions: the economic justification for fisheries reform, Washington DC, 130 p.
- World Bank (2002) Environmental indicators: an overview of selected indicators at the World Bank, 5 p.
- World Bank (2000) The World Bank and fisheries. Draft Concept Note. Washington, DC.
- World Bank (1997) Five years after Rio: innovations in environmental policy, Washington DC, 54 p.
- Worm, B., Vanderzwaag, D. (2007) Behind the headlines. High Sea fisheries: troubled waters, tangled governance, and recovery prospects, *Canadian Institute of International Affairs* 64(5):32 p.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R. (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services, *Science* 314:787-790.
- Wyatt, T., Pérez-Gándaras, G. (1986) Ekman transport and sardine yields in Western Iberia, *International symposium long term changes marine fish populations*, Vigo.
- Yellen J.E., Brooks A.S., Cornelissen E., Mehlman MJ., Stewart K. (1995) A middle stone-age worked bone industry from Katanda, Upper Semliki Valley, Zaire. *Science* 268:553–556.

- Yeo, B.H. (2002) Valuing a marine park in Malaysia, Valuing the environment in developing countries: case studies, *In* Pearce, D. Pearce, C., Palmer, C. (eds.) Cheltenham, U.K. and Northampton, MA. Elgar, p. 311-326.
- Young, O. R. (1994) The problem of scale in human/environment relationships, *Journal of Theoretical Politics* 6:429-447.
- Zeller, D., Pauly, D. (eds) (2007) Reconstruction of Marine Fisheries Catches for Key Countries and Regions (1950-2005), *Fisheries Centre Research Reports* 15(2):163 p.
- Zeller, D., Booth, S., Davis, G., Pauly, D. (2006) Re-estimation of small-scale fishery catches for U.S. flag-associated island areas in the western Pacific: the last 50 years, *Fisheries Bulletin* 105:266-277.
- Zeller, D., Pauly, D. (2005) Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches, *Fish and Fisheries* 6:156-159.
- Zeller, D., Pauly, D. (2004) The future of fisheries: from 'exclusive' resource policy to 'inclusive' public policy, *Marine Ecology Progress Series* 274: 295-303.
- Zeller, D., Booth, S., Mohammed, E., Pauly, D. (2003). From Mexico to Brazil: Central Atlantic Fisheries catch trends and ecosystem models, *Fisheries Centre Research Reports* 11(6): 264 p.
- Zeller, D., Watson, R., Pauly, D. (2001) Fisheries impacts on North Atlantic ecosystems: catch, effort and national/regional data sets, *Fisheries Centre Research Report* 9(3):254 p.
- Zenetos A., Streftaris N., Larsen L.H. (2002) An indicator-based approach to assessing the environmental performance of European marine fisheries and aquaculture. EEA Tech. Rep. No. 87, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Zotes Tarrío, Y.N., Chas Amil, M.L., Doldán García, X.R. (2005) Análise das estatísticas galegas como base para o estudo da evolución das capturas despois do período post Prestige, Actas do III Congreso de Economía de Galicia, Vigo, 1-2 decembro de 2005.
- Zweig, R. (1998) Sustainable Aquaculture: Seizing Opportunities to Meet Global Demand, *Agriculture Technology Notes* 22, World Bank, Washington, DC.

Apéndice 1. *Modelo de cuestionario
tipo para la medición de la
resiliencia, y valoración económica
de bienes y servicios de las
pesquerías artesanales*

Por favor, tenga en cuenta que no hay respuestas correctas o incorrectas. Apreciamos su colaboración con respecto a esta entrevista. Muchas gracias por anticipado, por su colaboración. La confidencialidad de sus respuestas está asegurada y sus respuestas permanecerán en el anonimato. Por favor, contacte con el autor de esta entrevista para concertar un día y hora para discutir, con comentarios y/o sugerencias, cualquier cuestión que considere relevante. Una vez que haya completado el cuestionario, envíelo por e-mail tan pronto como sea posible a: Sebastián Villasante. E-mail: sebastian.villasante@usc.es. Teléfono: +34 981 563 100 extensión 11571.

Antes de comenzar la entrevista, el autor introduce el objetivo y delimita el contenido de la misma, presentando las diferentes etapas de tal forma de guiar al entrevistado en el proceso y continuar con las preguntas específicas del cuestionario.

Información personal:

Nombre: _____

Edad: __ Sexo: M__ F__

Residencia (localidad): _____

Educación: Primaria _____ Secundaria _____

Universitario: _____

Ocupación: _____ Desde: _____

Ocupación previa: _____

Número de componentes de la familia: _____

Preguntas generales

Q: Desde cuándo ha estado pescando en esta área?

Q: Podría, por favor, describir brevemente acerca de cómo y por qué cada uno de los componentes de su familia se dedica a la pesca? (Esta pregunta se hace para obtener una breve historia personal de cada miembro de la familia que se dedica a la pesca)

Q: Esto significa que sus hijos/hijas se dedicarán también a la actividad pesquera? (Esta pregunta pretende identificar la existencia de cambios en los patrones familiares, la transferencia de conocimiento y las motivaciones de movilidad de los jóvenes desde las comunidades de pequeños pescadores).

Q: Cuál(es) ha(n) sido el(los) método(s) empleados para esta transferencia de conocimiento?

Q: Tiene confianza en que esta transferencia de conocimiento se mantenga en el tiempo? Por qué?

Q: Considera importante que este conocimiento se transfiera de generación en generación? Por qué?

Por favor, responda a alguna o todas las preguntas de acuerdo a su conocimiento y experiencia

TEMÁTICA 1: Conocimiento de especies, sistemas socio-ecológicos y procesos de las pesquerías artesanales

Q: Obtuvo buenas capturas hoy? Qué ha capturado?

Q: Captura habitualmente este tipo de especies? Si no, qué otro tipo de especies suele capturar?

Q: Los entrevistados serán consultados con el objeto de identificar las 10 especies de peces, crustáceos y moluscos que suelen capturar y que consideren más importantes atendiendo al volumen, los precios de venta, abundancia, y su proporción en el total diario de capturas de los últimos 5 años.

Q: De las 5 especies más importantes, los entrevistados responderán sobre:

-Por qué, dónde y cómo las captura?

-En qué período de la temporada de pesca? Por qué? Son adultos?

-Qué sucede con los ejemplares juveniles, dónde los encuentra y captura?

-Los captura? En qué proporción y por qué?

Llegados a este punto el entrevistado o grupo de entrevistados será consultado, mostrando un mapa del área que por parte del entrevistador. Se discutirán lugares de faena y características de bancos específicos de pesca sobre el mapa, con el objeto de asegurar que la percepción de los entrevistados del área del mapa coincide con la experiencia y conocimiento de los pescadores. El/los entrevistado(s) serán estimulados por el entrevistador a participar activamente en este proceso.

Q: En qué medida(s) la pesca artesanal es importante para Usted? Por qué?

Q: Considera que la abundancia de las pesquerías artesanales se encuentra en declive?.

-Por qué y por qué no?

-Qué factores considera que están involucrados?

Q: Qué piensa y/o haría si la mayoría de los recursos pesqueros colapsaran o incluso alguno de ellos desapareciera?

Q: Qué piensa y/o haría si fuera capaz de dedicarse a la pesca artesanal? Por qué?

Q: Está en acuerdo o en desacuerdo con los planes de recuperación? Por qué?

Q: Cuáles considera que son los cambios positivos o negativos más relevantes para la pesca artesanal? Cuáles son, a su juicio, los aspectos más prometedores?

Q: Qué recomendaría para mejorar la gestión de los recursos pesqueros de la pesca artesanal?

Luego de estas respuestas, el/los entrevistados serán consultados sobre la necesidad de efectuar aclaraciones o explicaciones adicionales en los puntos que consideren apropiados.

TEMÁTICA 2: Conocimiento de la gestión de los recursos pesqueros

Q:Cuál es, a su juicio, el principal beneficio que obtiene de la actual regulación de los recursos pesqueros?

- Beneficios económicos
- Relaciones sociales
- Mantener la biodiversidad de los ecosistemas marinos

Otro(s). Por favor, especifique _____

Q: Cómo valora el actual sistema de regulación pesquera? Por qué?

Q: Considera que la co-gestión pesquera beneficiará el estado biológico de los stocks y/o los beneficios económicos y sociales?

Q: Considera que la transferencia de derechos de pesca (ITQs, etc.) beneficiará el estado biológico de los stocks y/o los beneficios económicos y sociales?

Q: Cómo valora la estrategia seguida por el Ministerio de Medio Marino en relación al sistema de eco-etiquetado del *Marine Stewardship Council*? (De ser necesario, el entrevistador mostrará el logo de esta organización y explicará sus principales funciones y resultados obtenidos hasta el momento)

-Cuáles considera que serían los beneficios económicos y sociales para los pescadores y las comunidades locales?

Q: Practica la pesca ilegal? Si _ No_ Dónde y por qué?

Q: Si su gobierno regional/central adopta incentivos de carácter económico y/o social, reduciría la pesca ilegal? Por qué, y por qué no?

Q: Qué tipo de incentivos económicos y/o sociales prefiere?

- Reducción de impuestos
- Mejores precios en lonja
- Deducciones en la Seguridad Social
- Otro(s). Por favor, especifique _____

TEMÁTICA 3:

Percepción de los bienes y servicios que aportan las pesquerías artesanales

Q: Qué bienes y servicios cree/considera que le aporta a Usted y a la sociedad en general la pesca artesanal? Por favor, indique los siguientes.

-Alimento: Pescados__ Moluscos__ Productos pesqueros transformados/elaborados__ -

-Otro(s) alimento(s): Algas: __

Otro(s) _____

Sal: __ Otro(s) _____

-Alimentos como inputs para otro(s) sector(es): __ -

Otro(s) _____

Q: Cuáles considera que son las funciones más importantes de los ecosistemas marinos?

-Función reguladora: Mantenimiento de la calidad de agua: __ Regulación del clima: __
Control de la erosión: __ Absorción de residuos: __
Otro(s) _____

-Funciones de reproducción: Hábitat y refugios de crecimiento: __ Mantenimiento de la biodiversidad __ Relaciones con otros ecosistemas: __ Recursos genéticos: __
Otro(s) _____

-Funciones culturales: Recreativa y turismo: __ Valor cultural: __ Valor religioso __
Valor inspirador: __
Otro(s) _____

-Funciones educativas: __ Investigación: __
Otra(s) función(es): _____

Q: Qué importancia le otorga a cada una de estas funciones señaladas

-Baja importancia: _____ Por qué?

-Media importancia: _____ Por qué?

-Alta importancia: _____ Por qué?

Q: Por qué considera que estos bienes y/o servicios deberían conservarse?

Q: Qué piensa y/o haría si estos bienes y servicios se vieran reducidos?, Y si desaparecieran?

Q: Qué acciones realiza diariamente para conservarlos?

<p style="text-align: center;">TEMÁTICA 4: Conocimiento de las relaciones entre las instituciones (formales y no formales) y los pescadores</p>
--

Q: Quién/Quiénes son las personas (responsables) que (habitualmente) contacta para obtener información acerca de:

-Comportamiento y estado de los recursos: _____ Por qué?

-Gestión pesquera: _____ Por qué?

-Programas de ayudas: _____ Por qué?

-Para intercambiar experiencias sobre las pesquerías artesanal: _____ Por qué?

Q: Cuál(es) es(son) el(los) mejor(es)/peor(es) programas que haya(n) adoptado el gobierno local o nacional? Por qué?

Q: Cómo valora su relación con cada una de esta persona en relación a la continuidad de su actividad?

-De poca importancia: _____ Por qué?

-De media importancia: _____ Por qué?

-De mucha importancia: _____ Por qué?

Q: Considera que el gobierno local/nacional realiza todo lo que está a su alcance para mantener la biodiversidad de los recursos marinos de su comunidad de pescadores?

Q: Qué solución(es)/acción(es) sugiere para mejorar la actual situación?

(Esta pregunta se efectuará al/los entrevistado(s) para identificar sus ideas y el conocimiento socio-ecológico de los ecosistemas marinos, p.e., el reconocimiento de los cambios institucionales necesarios para mejorar la gestión de la pesca artesanal).

Luego de todas estas preguntas, el/los entrevistado(s) será consultado sobre los aspectos que considere necesarios clarificar en cada una de las áreas temáticas.

Sin perjuicio de haberme puesto en conocimiento de la normativa sobre confidencialidad estadística, le ruego trate mis respuestas con confidencialidad.

Muchas gracias por su colaboración!
Sebastián Villasante.
Universidad de Santiago de Compostela.
A Coruña. España.

Apéndice 2. *Cuotas de pesca de los
Estados miembros de la Unión
Europea en aguas comunitarias*

Tabla 54 Cuotas de pesca de Alemania en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Área ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	7.500	6.900	6.630	4.510	4.510	2.961	4.368	5.313	3.720	5000	
Arenque	Ila, IV, VIId	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	248	0	0	
Arenque	III bcd	16.010	15.870	15.550	14.800	65.970	92.900	97.450	97.450	82.841	76.820	51.261	34.808	24.948	25.106	0	0	0	
Arenque	IVc, VIId	2.290	500	340	410	790	790	790	350	339	339	339	486	810	953	1.131	682	441	
Arenque	IV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47.836	
Arenque	MN	55.010	57.845	49.330	43.190	44.680	44.680	45.920	13.510	24.751	24.751	24.751	24.603	41.002	48.208	57.215	47.836	34118	
Arenque	IV, VIId,Ila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	211	
Arenque	VB,VIIB,VIan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.727	3727
Arenque	SK, KAT	1.000	900	900	800	840	1.135	940	530	535	530	530	534	534	467	642	545	463	
Arenque	SK, KAT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	156	117
Arenque	IV, VIId,Ila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	211	158
Arenque	VI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque#	SK, KAT	0	0	0	0	0	0	0	0	145	160	160	160	160	160	0	0	0	0
Arenque#	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	150	180	180	180	0	0	0	0	0	0
Arenque#	Ila, MN, VIId	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	268	214	0	0	0	0
Arenque	Vb, VIan, VIb	5.160	4.980	4.980	7.480	6.160	6.160	6.720	8.570	7.260	4.620	3.990	3.991	3.280	3.280	3.291	0	0	0
Arenque	VII g-k	190	200	200	200	230	230	230	250	230	230	220	144	144	144	144	123	104	0
Arenque	IIIId subdivisión 22-24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25.380	26.207	27311	0
Arenque	IIIdD subdivisión 25-29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	686	0	0	0
Arenque	Subdivisiones 25-27,28.2, 29, 32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.548	774	0
Bacaladilla	Ila MN	0	0	0	0	0	0	0	0	80	80	80	44	160	86	195	0	0	0
Bacaladilla	Vb, VI, VII, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	12.000	13.040	15.550	8.582	31.087	0	0	0	0	0
Bacaladilla	V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31.087	37.947	0	0	0
Bacaladilla	I,II,III,IV,V,VI,VII,VIIIa,VIIIde,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20.424	16565	0
Bacalao	I, IIb	0	0	0	0	0	3.310	4.820	6.170	3.176	2.577	2.610	2.610	2.610	3.216	3.116	3.023	2710	0
Bacalao	IIb	0	3.200	2.820	790	2.350	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	SK	580	450	430	430	300	300	400	320	380	230	140	140	78	78	78	66	57	0
Bacalao	KATT	210	190	185	105	80	80	90	110	90	90	80	36	30	17	13	11	9	0
Bacalao	Ila, MN	20.950	20.530	19.560	12.760	11.940	11.940	14.080	11.350	15.550	9.500	5.230	5.372	2.939	2.939	2.939	2.498	2148	0
Bacalao	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	IIIbcd	34.270	31.010	24.920	19.540	11.010	4.400	14.100	21.638	15.156	12.807	12.862	9.127	9.250	0	0	0	0	0
Bacalao	IIIId subdivisión 25-32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.265	3.564	4.143	3520	0
Bacalao	IIIId subdivisión 22-24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.742	5.271	6.061	5152	0
Bacalao	Vb, VII, XII, XIV	740	650	540	465	390	410	370	400	335	200	55	68	27	13	11	9	7	0
Caballa	Ila, SKA., KAT., IIIbcd, MN	450	490	490	350	610	680	610	330	490	550	560	572	504	473	155	160	388	0
Caballa	Ila,Vb,VI,VII,VIIIabdeXII, XIV	0	23.810	23.810	21.170	25.630	27.930	23.710	15.810	18.050	21.080	21.610	22.079	20.342	18.965	13.845	14.369	16311	0

Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias

Cuotas de pesca de Alemania (cont.) (en t)

Caballa	Ia,SKA.,KAT., IIIbcd, MN	450	490	490	350	610	680	610	330	490	550	560	572	504	473	155	160	388
Caballa	Ia, Vb, VI, VII, VIIIabde, XII, XIV	0	23.810	23.810	21.170	25.630	27.930	23.710	15.810	18.050	21.080	21.610	22.079	20.342	18.965	13.845	14.369	16311
Caballa	II, Vb, VI, VII, VIII, XII	21.380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carbonero	Ia,SKA., KAT., IIIbcd, MN	25.540	21.200	19.690	14.930	12.810	10.510	11.200	12.040	11.520	8.900	9.110	14.137	17.278	19.896	15.184	12.906	12906
Carbonero	Vb, VI, VII, XII, XIV	2.030	2.030	2.560	2.120	1.145	460	1.065	735	365	320	490	948	1.251	0	0	0	0
Carbonero	Vb,VI,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.441	984	798	798	
Cigala	Ia, MN	0	0	0	0	0	5	10	10	15	15	10	13	13	15	10	0	20
Cigala	SKA., KATT., IIIbcd	0	0	0	0	0	5	10	10	10	10	10	10	10	10	16	22	11
Eglefino	Ia, MN	9.030	6.040	7.690	1.150	1.115	4.640	4.050	3.840	2.620	1.390	1.095	3.575	1.950	2.736	2.381	2.067	2180
Eglefino	SKA., KATT., IIIbcd	590	590	510	510	230	230	350	260	195	150	100	250	115	197	193	157	172
Eglefino	Vb, VI,XII,XIV	90	90	90	70	30	50	60	50	50	50	35	37	21	0	0	0	0
Eglefino	Vb,VIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	20	21	18
Eglefino	VIb, XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	12
Espadín	Ia, MN	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	2.370	2.530	2.530	2.530	2.761	2.738	2.877	3.033	1917
Espadín	IIIbcd	1.650	1.960	1.960	3.090	17.120	30.580	27.170	30.910	30.450	23.097	19.948	21.353	19.162	23.601	30.907	26.299	28403
Espadín	SK, KAT	110	120	120	90	70	60	60	60	70	70	70	70	70	70	70	73	71
Espadín	VIIde	30	30	30	60	60	60	60	60	60	60	60	60	50	50	38	31	31
F. Limanda	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	230	230	210	186	158	135	125	118	118
Faneca	Ia, SKA., KAT., MN	0	0	0	0	0	0	0	0	30	30	40	33	33	33	0	18	0
Gallineta N.	V, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14.022	9.367	9.367	11.100	11.175	6.986	5.772	4266
Gallo	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	7	7	5	4	4	4
Jurel	Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	9.170	0	0	18.710	16.900	16.900	10.371	9.428	9.564	9.662	9.809	9828
Jurel	Ia, MN	0	0	0	0	0	1.700	0	0	2.980	2.530	2.530	2.530	2.132	2.399	2.077	2.095	2096
Lenguado	Ia, MN	1.335	935	935	1.665	1.835	2.135	2.000	1.200	1.465	1.465	1.265	1.067	1.057	0	0	0	995
Lenguado	II,IV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.133	1.221	1.165	0
Lenguado	SKA., KATT., IIIbcd	30	45	45	30	70	105	110	110	65	45	35	24	17	25	25	44	44
Limanda	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	4.620	4.620	4.160	4.158	3.534	3.004	2.766	2.627	2627
Merlán	Ia, MN	3.490	3.490	3.030	1.910	2.050	2.280	1.960	2.110	985	440	600	969	423	423	668	597	668
Merlán	Vb, VI, XII, XIV	100	100	100	35	25	50	20	40	20	15	10	15	6	5	10	8	6
Merluza	Ia, MN	110	150	160	150	160	170	130	140	130	100	60	62	70	91	99	102	123
Mielga	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	156	156	156	125	99	79	20	17	14
Mielga	I,V,VI,VII,VIII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	840	670	540	400	266	266	393	393	432
Rape	Vb, VII,XII,XIV	320	320	350	350	350	350	350	350	350	330	260	196	130	130	192	192	212
Rape	VII	310	310	340	340	340	200	190	270	270	240	220	192	177	215	258	273	289
Raya	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	40	40	34	29	27	23	18
Rodaballo	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	360	360	290	270	230	195	182	173	176
Solla	Ia, MN	10.230	8.630	9.960	10.200	9.740	9.740	6.170	5.030	5.690	5.440	4.420	4.305	4.083	3.397	3.310	3.220	2825
Solla	Ia MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solla	IIIbcd	0	0	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300
Solla	KAT	50	50	50	20	30	30	30	30	30	30	20	21	33	19	19	19	21
Solla	SKA.	60	60	60	40	40	40	40	40	40	40	40	34	53	38	30	31	34
Total		213.345	206.775	192.035	161.050	220.000	269.315	267.065	243.383	273.514	259.029	219.649	195.701	217.185	232.211	242.240	256.975	190.715

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios. # Para uso industrial.

Tabla 55 Cuotas de pesca de Bélgica en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Área ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Abadejo	VII	300	330	430	430	430	430	440	530	530	530	530	529	529	529	529	476	476
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	50	40	40	30	30	17	31	27	22	30
Arenque	Ila,IV,VIIId	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	211	158
Arenque	IVc,VIIId	9.625	9.680	9.190	8.840	8.950	8.950	9.020	7.100	7.528	7.528	7.528	7.528	8.739	9.159	9.684	9122	8277
Arenque#	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	150	180	180	180	0	0	0	0	0
Arenque#	Ila, MN, VIIId	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	268	214	0	0	0
Bacalao	Ila, MN	5.750	5.640	5.370	3.500	3.280	3.280	3.870	3.720	4.270	2.610	1.440	1.474	807	807	807	686	550
Bacalao	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	SKA	70	60	50	50	40	40	50	40	50	30	20	20	10	10	10	8	7
Bacalao	Vb,VI,XII,XIV	80	80	60	50	40	40	40	40	35	20	5	7	3	1	1	0	0
Bacalao	VIIb, VI,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Bacalao	VIIb-k,VIII,IX,X,COPACE 3411	710	710	1.060	1.070	890	780	760	890	850	710	470	383	289	242	266	236	197
Bacalao	VIIa	400	400	400	410	210	245	75	85	75	30	30	43	26	29	29	24	19
Caballa	Ila, SKA., KATT.,IIIbcd, MN	450	470	470	340	600	660	590	320	470	530	540	549	483	453	148	154	372
Carbonero	Ila, SKA, KAT, IIIbcd, MN	90	70	60	50	40	40	40	40	40	30	30	47	58	66	51	43	43
Carbonero	VII,VIII,IX,X	0	30	30	30	30	30	40	30	20	20	10	20	22	0	0	0	0
Carbonero	VII,VIII,IX,X,CPACO 34.1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	14	12	10
Carbonero	VII, VIII	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	Ila, MN	0	0	0	0	0	600	795	795	900	900	810	870	869	993	1.117	1472	1368
Eglefino	SKA, KAT, IIIbcd	50	50	50	50	20	20	30	20	20	10	10	23	11	18	18	15	16
Eglefino	Ila, MN	2.070	1.380	1.760	265	255	1.060	930	880	600	320	250	817	446	625	544	472	498
Eglefino	VII,VIII,IX,X, COPACE 3411	0	70	70	70	70	70	70	160	240	150	130	103	91	107	128	128	128
Eglefino	Vb,VI,XII,XIV	80	70	80	30	30	40	40	40	40	40	35	31	17	12	17	0	0
Eglefino	VIIb,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	10
Eglefino	VII,VIII	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eglefino	Vb,VIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	15
Espadín	Ila, MN	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	2.370	2.530	2.530	2.530	2.761	2.738	2.877	3033	1685
Espadín	VIIde	30	30	30	60	60	60	60	60	60	60	60	60	50	50	38	31	31
F. Limanda	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	650	650	590	527	448	380	352	334	334
Gallo	VII	390	390	430	430	430	510	540	610	610	480	500	361	387	489	520	494	494
Gallo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	8	8	6	5	5	4
Jurel	Ila, MN	0	0	0	0	0	80	0	0	90	80	80	80	65	74	64	64	64
Jurel	Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lenguado	Ila, MN	1.665	1.165	1.165	2.085	2.290	2.665	2.500	1.500	1.835	1.835	1.585	1.333	1.321	1.417	1.527	1456	1243
Lenguado	VIIa	940	1.035	865	740	670	500	635	500	445	535	545	543	499	394	474	474	403
Lenguado	VIIIabB	0	55	50	65	65	70	80	65	65	70	70	50	47	45	51	50	56
Lenguado	VIII	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lenguado	VIIId	860	1.035	1.035	1.035	940	860	1.025	1.410	1.265	1.105	1.240	1.400	1.454	1.588	1.535	1540	1675

Para uso industrial.

Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias

Cuotas de pesca de Bélgica (cont.) (en t)

Lenguado	VIIe	45	40	45	30	30	30	35	25	25	25	20	19	14	11	31	33	32
Lenguado	VIIIfg	940	1.000	685	750	745	685	685	560	600	725	640	669	774	656	625	594	558
Lenguado	VIIIfh-k	50	50	50	60	60	60	60	60	60	60	55	54	32	32	54	54	54
Merlán	Ila, MN	3.110	3.110	2.690	1.700	1.820	2.020	1.740	1.880	870	390	530	861	376	376	605	594	655
Merlán	VII excepto VIIa	200	180	180	230	210	210	300	260	240	220	200	309	309	263	211	195	195
Merlán	VIIa	100	100	100	75	40	25	20	20	10	5	5	3	1	1	1	1	1
Merluza	Ila, MN	40	40	40	40	40	40	30	30	30	20	10	13	15	20	21	22	26
Merluza	Vb,VI,XII,XIV	240	330	350	350	360	370	280	310	280	220	130	139	152	202	220	226	272
Merluza	VIII excepto VIIIc	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	4	4	5	7	7	7	9
Mielga	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	150	150	150	120	95	76	19	16	13
Mielga	I,V,VI,VII,VIII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	Vb,VI,XII,XIV	280	280	310	310	310	310	310	310	310	290	230	171	114	114	168	168	185
Rape	VII	2.780	2.780	3.060	3.060	3.060	1.780	1.660	2.460	2.460	2.130	2.010	1.719	1.584	1.931	2.318	2445	2595
Rape	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	780	620	500	371	247	245	365	365	401	
Raya	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	1.020	1.020	820	816	694	590	542	461	369	
Rodaballo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	660	660	530	495	421	358	334	317	317	
Solla	Ila, MN	10.920	9.200	10.630	10.890	10.380	10.390	6.580	5.360	6.070	5.800	4.710	4.591	4.356	3.624	3.530	3435	3024
Solla	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solla	SKA	80	80	90	70	70	70	70	70	70	70	60	50	80	57	46	46	51
Solla	VIIa	260	260	260	260	180	115	115	70	85	85	60	88	43	34	41	41	47
Solla	VIIIde	1.130	1.360	1.630	1.750	1.570	1.390	1.310	1.130	1.210	1.060	980	1.095	977	992	843	843	826
Solla	VIIIfg	445	495	620	470	370	350	350	270	215	195	190	126	164	139	73	118	58
Solla	VIIIfh-k	50	50	60	70	80	80	80	80	80	80	85	61	36	29	29	25	21
Total		44.350	42.115	43.465	41.225	40.175	40.485	36.765	33.290	39.313	35.688	31.917	32.058	30.841	30.787	31.409	31.054	28.339

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 56 Cuotas de pesca de Dinamarca en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Arenque [#]	SKAG, KAT	0	0	0	0	0	0	0	0	16.240	17.950	17.950	17.950	17.950	17.950	0	0	0
Arenque [#]	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	28.710	34.450	34.450	34.450	51.693	0	0	0	0
Arenque	Ila, MN	92.900	96.590	79.410	67.190	70.550	70.550	73.020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque	IVc, VIId	2.100	500	340	410	790	790	790	350	339	339	339	745	1.241	1.526	1.882	1.088	651
Arenque [§]	IV, VIId,IIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41.356	0	40.684	30.514
Arenque	IIIbcd	20.180	20.000	19.600	18.650	20.380	28.700	32.140	32.140	27.317	25.332	16.904	11.478	8.227	8.279	0	0	0
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	45.500	39.400	37.880	25.750	25.750	16.908	24.946	30.677	21.243	28.550
Arenque	SKAG, KAT	62.415	56.200	56.200	49.800	52.390	70.740	58.600	33.380	33.380	33.380	33.380	33.379	33.379	29.177	40.104	34.052	28.907
Arenque [§]	SKAG, KAT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17.457	13.160
Arenque	MN	0	0	0	0	0	0	0	21.690	38.118	38.118	38.118	37.711	62.784	77.196	95.211	76.348	50.349
Arenque	Subdivisiones 22-24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.448	6.658	6.939
Arenque	Subdivisiones 25-29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.588	0	0
Arenque	Subdivisiones 25-27,28.2,29 y 32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.548	2.920
Bacaladilla	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	48.550	48.550	48.550	26.846	97.058	52.365	118.475	0	0
Bacaladilla	I,II,V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.218	0	0	0	0	0
Bacaladilla	I,II,III,IV,V,VI,VII,VIIIa, VIIIde, XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52.529	42.605
Bacaladilla	V, VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	3.100	3.370	4.020	0	8.031	8.031	9.803	0	0
Bacalao	KAT	10.040	9.160	8.860	5.020	3.930	4.370	4.440	5.240	4.320	4.320	3.820	1.728	1.433	841	617	524	451
Bacalao	SKA	23.120	17.940	17.150	16.990	11.960	11.960	16.000	12.890	15.190	9.280	5.590	5.680	3.119	3.119	3.119	2.652	2.282
Bacalao	Ila, MN	33.040	32.380	30.860	20.130	18.840	18.840	22.210	21.370	24.520	14.980	8.250	8.473	4.635	4.635	4.635	3.940	3.388
Bacalao	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	IIIbcd	91.730	82.990	66.680	52.310	24.500	9.800	32.230	49.494	34.461	29.275	29.399	20.872	21.137	0	0	0	0
Bacalao	Subdivisiones 25-32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12.040	10.781	10.415	8.849
Bacalao	Subdivisiones 22-24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.557	8.959	12.395	10.537
Caballa	Ila, SKAG, KAT, IIIbcd, MN	10.500	12.390	12.390	8.960	15.720	17.290	15.445	11.630	12.485	13.855	14.180	14.462	12.745	11.951	11.866	12.287	11.509
Carbonero	Ila, SKAG, KAT, IIIbcd, MN	10.510	8.390	7.800	5.910	5.070	4.160	4.440	4.770	4.560	3.520	3.610	5.598	6.842	7.879	6.013	5.111	5.111
Cigala	Ila, MN	0	0	0	0	0	420	795	795	900	900	810	870	869	993	1.117	1.472	1.368
Cigala	SKAG, KAT, IIIbcd	0	0	0	0	0	2.995	3.550	3.550	3.675	3.675	3.305	3.307	3.307	3.380	3.454	3.800	3.800
Eglefino	Ila, MN	15.700	9.490	12.080	1.805	1.755	7.290	6.370	6.040	4.115	2.185	1.720	5.618	3.064	4.300	3.742	3.248	3.425
Eglefino	SKAG, KAT, IIIbcd	9.280	9.280	8.060	8.060	3.710	3.710	5.540	4.120	3.090	2.320	1.620	3.937	1.802	3.096	3.036	2.468	2.708
Espadín	VII	1.620	1.620	1.620	3.900	3.900	3.900	3.900	3.900	3.900	3.900	3.900	3.900	3.120	3.120	2.496	1.997	1.997
Espadín	SKAG, KAT	52.490	56.880	56.880	42.660	32.830	29.530	28.810	26.800	33.500	33.500	33.500	33.500	33.504	33.504	33.504	34.843	34.843
Espadín	IIIbcd	6.350	7.540	7.540	11.910	26.880	48.020	45.270	48.780	48.064	37.807	31.488	33.705	30.247	37.254	48.785	41.512	44.833
Espadín	Ila, MN	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	187.830	200.200	200.200	200.202	218.515	216.683	227.669	240.068	151.705

[#] Para uso industrial. [§] Capturas accesorias.

Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias

Cuotas de pesca de Dinamarca (cont.)

Falsa L.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	1.790	1.790	1.610	1.450	1.232	1.048	970	921	921
Faneca N.	Ila, SKAG, KAT, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	179.840	179.840	189.820	172.840	172.840	172.840	0	93.913	0
Gallo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	7	7	5	4	4	4
Gallineta N.	SKAG, KAT	0	0	0	2.750	3.663	3.663	3.890	3.650	4.570	3.160	3.520	3.523	3.523	3.717	3.717	3.887	4.033
Gallineta N.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	4.698	4.698	4.288	3.626	3.626	3.626	3.700	3.700	2.960
Jurel	Vb, VI, VII, VIIIabde	0	0	0	0	0	24.020	0	0	23.410	21.140	21.140	12.975	0	0	0	0	0
Jurel	Vb, VI, VII, VIIIabde, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11.796	11.966	12.088	12.273	0
Jurel	Ila, MN	0	0	0	0	0	42.110	0	0	39.560	33.630	33.630	33.630	28.273	31.811	27.547	27.784	27.802
Jurel	VI, VII, VIIIa, VIIIde, Vb, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12.296
Lanzón	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	915.000	915.000	915.000	799.388	776.336	0	0	282.989	144.324
Lanzón	Ila, IIIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	727.472	618.767	0	0
Lenguado	SKAG, KAT, IIIbcd	520	735	825	520	1.195	1.820	1.890	1.890	1.130	800	585	420	291	436	437	755	755
Lenguado	II, MN	760	535	535	955	1.050	1.105	1.145	685	840	840	725	610	604	648	698	666	568
Limanda	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	3.080	3.080	2.770	2.772	2.356	2.003	1.844	1.752	1.752
Mielga	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	863	863	863	691	549	415	111	93	77
Merlán	SKAG, KAT	19.580	15.030	15.030	15.030	2.990	2.990	3.985	3.980	2.565	1.280	1.320	868	651	651	651	819	1.326
Merlán	Ila, MN	13.420	13.420	11.640	7.340	7.870	8.750	7.540	8.120	3.780	1.685	2.310	3.726	1.626	1.626	2.618	2.297	2.568
Merluza	SKAG, KAT, IIIbcd	1.500	1.100	1.300	1.300	2.000	2.000	1.540	1.670	1.530	1.170	690	749	833	1.086	1.183	1.219	1.463
Merluza	Ila, MN	990	1.300	1.350	1.320	1.400	1.450	1.110	1.220	1.100	850	500	547	610	792	866	891	1.070
Rape	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	1.720	1.380	1.100	818	546	546	804	804	884
Raya	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	30	32	27	23	21	18	14
Rodaballo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	1.410	1.410	1.130	1.058	899	764	713	677	677
Salmon	IIIbcd	807	807	807	723	640	118.890	101.640	83.350	83.347	94.105	91.479	91.479	93.512	93.512	93.512	93.512	88.836
Solla	IIIbcd	0	0	2.700	2.700	2.700	2.700	2.700	2.700	2.700	2.700	2.700	2.700	2.697	2.697	2.697	2.698	2.698
Solla	KAT	4.900	4.225	4.225	1.780	2.490	2.490	2.490	2.490	2.490	2.490	2.090	1.880	2.955	1.658	1.691	1.709	1.891
Solla	SKAG	11.270	11.270	11.660	8.580	8.738	8.738	8.716	8.720	8.720	8.720	7.310	6.578	10.339	7.397	5.917	5.979	6.617
Solla	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solla	Ila, MN	35.480	29.900	34.540	35.380	33.750	33.760	21.390	17.430	19.730	18.840	15.310	14.922	14.156	11.778	11.474	11.164	9.829
Total		531.202	499.672	470.082	393.583	363.191	589.051	513.086	469.844	1.919.687	1.898.607	1.860.783	1.689.668	1.771.894	1.690.695	1.467.021	1.179.871	804.772

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 57 Cuotas de pesca de España en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Abadejo	IX,X,COPACO 3411	200	290	430	430	430	430	430	430	430	430	430	435	348	348	378	278	278
Abadejo	Vb,VI,XII,XIV	5	10	10	10	20	20	20	20	20	20	20	15	12	10	8	6	6
Abadejo	VII	20	20	30	30	30	30	30	30	30	30	30	32	32	32	32	29	29
Abadejo	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	440	440	357	286	286	286	286	286
Abadejo	VIIIab	630	410	410	440	440	440	440	440	440	0	0	0	0	0	0	0	0
Abadejo	VIIIc	720	720	720	720	720	720	720	720	720	720	720	576	461	369	295	236	236
Anchoa	IX, X, COPACO 3411	1.000	2.200	2.870	4.300	5.740	5.740	5.740	5.740	6.220	4.780	4.780	3.826	3.826	3.826	3.826	3.826	3.826
Anchoa	VIII	28.800	28.800	28.800	27.000	27.000	27.000	29.700	29.700	29.700	29.700	29.700	29.700	29.700	29.700	27.000	4.500	0
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	150	130	120	80	80	56	82	101	70	94
Bacaladilla	VIIIabde	0	0	20.000	0	0	0	0	0	0	10.000	10.000	5.530	19.993	19.993	24.404	0	0
Bacaladilla	I,II,III,IV,V,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44.533	36.119
Bacaladilla	VIIIabd	0	0	0	10.000	10.000	10.000	10.000	10.000	10.000	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	VIIIc,IX,X,COPACO 3411	30.000	40.000	40.000	40.000	44.000	44.000	44.000	44.000	44.000	44.000	44.000	24.332	87.970	87.970	107.382	46.795	37.954
Bacaladilla	Vb,VI,VIII	0	0	10.000	10.000	20.000	20.000	20.000	20.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	20.000	21.730	25.910	14.304	51.953	51.923	63.244	0	0
Bacalao	I,Iib	0	0	0	0	0	8.550	11.500	12.820	8.210	6.661	6.747	6.747	6.747	8.313	8.055	7.814	7.006
Bacalao	Iib	0	10.900	9.590	2.700	6.080	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caballa	IIa,Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Caballa	VIIIc,IX,X, COPACO 3411	19.000	30.140	30.140	30.140	30.140	30.140	30.140	24.730	28.850	32.310	33.120	33.874	28.846	26.625	20.500	21.574	24.405
Cigala	IX,X, COPACO 3411	1.000	1.180	1.180	1.180	625	625	625	625	500	375	300	200	150	150	135	122	109
Cigala	Vb,VI	30	35	35	35	25	25	30	25	25	25	25	23	23	23	26	36	40
Cigala	VII	1.500	1.500	1.500	1.560	1.200	1.200	1.380	1.380	1.380	1.260	1.140	1.067	1.067	1.047	1.172	1.290	1.509
Cigala	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	265	240	192	180	189	186	242	259
Cigala	VIIIab	450	450	450	450	410	410	410	410	330	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	VIIIc	380	490	490	760	770	770	960	960	960	770	690	346	173	173	156	140	126
Gallineta N.	V, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.462	1.645	1.645	1.949	1.963	1.227	1.014	749
Gallo	Vb,VI, XII,XIV	500	500	550	550	550	550	550	550	550	550	500	495	495	409	327	327	327
Gallo	VII	4.330	4.330	4.760	4.760	4.760	5.700	6.000	6.720	6.720	5.380	4.500	4.005	4.301	5.430	5.779	5.490	5.490
Gallo	VIIIabde	1.120	1.120	1.230	1.230	1.230	1.360	1.430	1.440	1.440	1.150	1.000	858	921	1.163	1.238	1.176	1.176
Gallo	VIIIc,IX,X, COPACO 3411	12.000	12.000	12.000	12.000	13.200	7.380	5.540	5.540	5.540	4.620	4.620	3.692	2.215	1.233	1.233	1.171	1.330

Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias

Cuotas de pesca de España (cont.) (2)

Jurel	Vb,VI,VII,XII,XIV	0	0	10.000	10.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13.396	13.422
Jurel	VIIIabde	0	0	21.000	21.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jurel	IX	0	0	0	9.070	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jurel	COPACO	0	0	0	0	0	0	0	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	1.600	1.600	1.600	1.280	1.280
Jurel	IX,X,COPACO 3411	12.000	12.000	13.330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jurel	Vb,VI,VII,VIIIabde, XII,IV	0	0	0	0	31.000	31.000	31.000	31.000	25.550	23.080	23.080	14.163	12.875	13.062	13.195	0	0
Jurel	VIIIc, X	0	0	0	0	39.270	39.270	39.270	39.270	39.270	36.580	36.580	30.932	29.587	29.587	29.587	29.587	29.587
Jurel	VIIIc	27.000	27.000	31.420	20.620	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lenguado	VIIIcde,IX,X COPACO 3411	400	700	700	700	755	755	755	755	755	755	755	753	602	572	458	458	458
Lenguado	VIIIab	0	0	10	10	10	15	15	10	10	15	15	9	9	8	9	9	10
Lenguado	VIIab	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lenguado	VIII	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Merlán	VIII	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	3.200	2.800	2.800	2.800	2.240	2.240	2.240	1.800	1.440	1.440	1.440
Merluza	Vb,VI,VII,XII,XIV	6.190	10.640	11.060	10.880	11.420	11.420	9.110	9.940	9.110	6.960	4.100	4.456	4.959	6.463	7.042	7.257	8.708
Merluza	VIIIabde	7.310	7.360	7.690	7.570	7.950	8.250	6.340	6.920	6.340	4.840	2.179	3.103	3.452	4.499	4.902	5.052	6.062
Merluza	VIIIc,IX,X,COPACO 3411	18.750	16.000	16.000	12.800	10.240	7.680	6.400	5.760	5.760	5.440	5.690	5.119	4.480	3.807	3.819	4.263	3.922
Mielga	I,V,VI,VII,VIII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	Vb,VI,XII,XIV	320	320	330	330	330	330	330	330	330	310	250	183	122	122	180	180	198
Rape	VII	1.090	1.090	1.210	1.210	1.210	710	660	980	980	840	800	683	629	768	921	971	1.031
Rape	VIIIabde	1.370	1.370	1.510	0	0	0	0	1.160	1.160	1.000	900	786	588	883	932	1.137	1.206
Rape	VIIIabd	0	0	0	1.510	1.510	710	780	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	VIIIc,IX,X, COPACO 3411	10.000	10.000	10.000	10.000	10.000	10.830	10.830	10.830	7.080	5.660	5.000	3.958	3.332	1.917	1.629	1.629	1.629
Solla	VIII,IX,X, COPACO 3411	0	0	100	120	120	120	120	120	120	120	95	93	75	75	75	75	75
Total		188.210	223.605	291.575	256.135	283.205	278.200	278.475	278.325	267.480	258.218	254.341	200.829	306.274	306.440	332.799	207.717	190.408

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 58 Cuotas de pesca de Estonia en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Arenque	IIIbcd	14.536	0	0	0
Arenque	Golfo de Riga	18.130	16.972	0	0
Arenque	Subdivisiones 25-32	0	13.218	0	0
Arenque	Subdivisiones 25-27,28.2,29 y 32	0	0	13015	14910
Arenque	Subdivisión 28.1	0	0	18472	17317
Bacalao	Subdivisiones 25-32	542	873	1015	862
Bacalao	Subdivisiones 22-24	555	239	275	234
Caballa	IIa,Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	150	115	119	135
Espadín	IIIbcd	43.260	56.650	48204	52060
Gallineta N.	V,XII,XIV	350	344	284	210
Subtotal		77.523	88.411	81.384	85.728
Salmón*	IIIbcd	9.504	9.504	9504	9028
Salmón*	Subdivisión 32	0	0	1581	1581
Total*		9.504	9.504	11.085	10.609
*En número de unidades					

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 59. Cuotas de pesca de Finlandia en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Arenque	IIIbcd	34.430	36.430	30.969	28.718	19.163	13.012	9.326	9.386	0	0	0
Arenque	I,II	0	700	610	590	400	400	262	366	475	329	442
Arenque	Subdivisiones 22-24	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3
Arenque	Subdivisiones 25-29	0	0	0	0	0	0	0	0	25.801	0	0
Arenque	Subdivisiones 30-31	0	0	0	0	0	0	0	0	72.625	75.099	75099
Arenque	Subdivisiones 25-27,28.2,29 Y 32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25.404	29105
Bacalao	IIIbcd	1.570	2.460	1.747	1.647	1.701	1.083	1.300	0	0	0	0
Bacalao	Subdivisiones 22-24	0	0	0	0	0	0	0	625	212	244	229
Bacalao	Subdivisiones 25-32	0	0	0	0	0	0	0	434	686	797	717
Espadín	IIIbcd	21.220	25.540	25.160	18.573	16.483	17.644	15.833	19.501	25.338	21.730	21730
Subtotal		57.220	65.130	58.486	49.528	37.747	32.139	26.721	30.312	125.140	123.606	127.325
Salmon*	IIIbcd	125.740	103.930	103.928	116.595	114.068	114.068	116.603	116.603	116.603	116.603	110.773
Salmon*	Subdivisión 32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13.838	13.838
Total		125.740	103.930	103.928	116.595	114.068	114.068	116.603	116.603	116.603	130.441	124.611
*En número de unidades												

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 60 Cuotas de pesca de Francia en aguas comunitarias, por especies y áreas (t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Abadejo	Vb,VI,XII,XIV	350	340	530	530	530	530	530	530	530	530	530	527	421	337	270	216	216
Abadejo	VII	7.100	7.600	10.030	10.030	10.030	10.030	10.020	12.180	12.180	12.180	12.180	12.177	12.177	12.177	12.177	10.959	10.959
Abadejo	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.160	2.160	1.743	1.394	1.394	1.394	1.394	1.394
Abadejo	VIIIde	200	200	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abadejo	VIIIab	3.070	2.000	2.000	2.160	2.160	2.160	2.160	2.160	2.160	0	0	0	0	0	0	0	0
Abadejo	VIIIc	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	64	51	41	33	26	26
Anchoa	VIII	3.200	3.200	3.200	3.000	3.000	3.000	3.300	3.300	3.300	3.300	3.300	3.300	3.300	3.300	3.000	500	0
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	1.500	1.700	1.630	1.110	1.110	730	1.076	1.324	917	1.232
Arenque [#]	IIa, MN, VIIIc	0	0	0	0	0	0	0	0	150	180	180	180	268	214	0	0	0
Arenque ^s	IIa, MN, VIIIc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	211	158
Arenque	IVc,VIIIc	29.380	15.200	10.440	10.260	19.910	19.910	19.880	8.680	8.472	8.472	8.471	11.279	15.448	17.178	19.341	12.347	9.014
Arenque	MN	0	0	0	0	0	0	0	5.700	14.789	14.789	14.789	11.982	16.412	18.250	20.548	22.769	19.232
Arenque	Vb, VIan,VIb	980	940	940	1.410	1.170	1.170	1.270	1.620	1.370	870	760	755	621	621	623	705	705
Arenque	VIIef	250	250	250	250	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Arenque	VIIg-k	1.060	1.110	1.110	1.080	1.300	1.300	1.300	1.370	1.300	1.300	1.130	802	802	802	802	682	580
Arenque	IIa, MN	10.000	24.690	25.240	22.470	13.740	13.740	14.370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque	IV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	I,II,V,VI, VII, XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11.944	0	0	0	36.556
Bacaladilla	I,II,III,IV,V,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29.649
Bacaladilla	V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43.263	43.263	52.809	0	0
Bacaladilla	Vb, VI,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	16.700	18.150	21.640	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	7.759	7.759	7.759	4.291	15.513	15.513	18.936	0	0
Bacalao	I,IIb	0	0	0	0	0	1.410	2.130	2.890	1.355	1.100	1.114	1.114	1.114	1.372	1.330	1.290	0
Bacalao	IIb	0	1.800	1.580	450	1.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	IIa, MN	0	6.960	6.630	4.330	4.050	4.050	4.780	4.590	5.270	3.220	1.770	1.822	997	997	997	847	728
Bacalao	IIa, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	Vb, VI,XII,XIV	7.940	6.980	5.850	5.025	4.180	4.345	4.005	4.345	3.600	2.125	585	730	287	135	114	97	78
Bacalao	VIIa	1.100	1.100	1.100	1.120	575	685	215	225	200	75	75	117	71	79	79	67	54
Bacalao	VIIb-k, VIII,IX,X, COPACO 34.1.1	12.230	14.520	18.270	18.340	15.280	13.380	12.990	15.280	14.520	12.230	8.020	6.573	4.958	4.149	4.554	4.053	3.377
Caballa	IIa, SK, KATT, IIIbcd, MN	1.200	1.480	1.480	1.075	1.880	2.070	1.850	1.000	1.490	1.650	1.690	1.727	1.522	1.428	467	483	1.171
Caballa	IIa, Vb, VI, VII, VIIIabde, XII,XIV	0	15.870	15.870	14.110	17.090	18.620	15.810	10.540	12.040	14.060	14.410	14.721	13.563	0	0	9.580	10.875
Caballa	IIa,Vb,VI,VII,VIIIc,IX,X,CPACO 34.1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12.644	9.231	0	0
Caballa	II, Vb,VI, VII, VIII, XII,	14.250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caballa	VIIIc, IX ,X, COPACO 34.1.1	200	200	200	200	200	200	200	160	190	210	220	225	191	177	136	143	162

[#] Para uso industrial. ^s Cuotas accesorias.

Cuotas de pesca de Francia (cont.) (1)

Carbonero	Vb, VI,XII,XIV	20.180	20.180	25.400	21.050	11.375	8.925	10.555	7.290	3.610	3.205	4.835	9.417	12.424	14.307	9.774	7.930	7.930
Carbonero	Ila, SKAG, KATT, IIIbcd, MN	62.450	49.880	46.350	35.120	30.130	24.720	26.370	28.350	27.100	20.960	21.440	33.270	40.662	46.823	35.733	30.374	30.374
Carbonero	VII,VIII,IX,XI,COPACO 3411	0	6.190	7.880	7.880	7.880	7.870	7.870	6.750	4.950	3.550	2.950	4.900	4.901	3.921	3.137	2.666	2132
Carbonero	VII, VIII	5.060	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	Ila, MN	0	0	0	0	0	5	25	25	25	25	25	26	26	29	33	43	40
Cigala	Vb, VI	120	130	130	130	95	100	110	100	100	100	90	92	92	92	103	143	161
Cigala	VII	6.000	6.000	6.000	6.320	4.860	4.860	5.590	5.590	5.590	5.105	4.595	4.326	4.326	4.243	4.753	5.228	6.116
Cigala	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.175	3.760	3.008	2.820	2.961	2.914	3.788	4.061
Cigala	VIIIab	7.050	7.050	7.050	7.050	6.390	6.390	6.390	6.390	5.170	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	VIIIc	20	30	30	40	30	40	40	40	40	30	30	14	7	7	6	6	5
Cigala	VIIIde	100	100	50	50	50	50	50	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0
Eglefino	Ila, MN	15.740	10.530	13.390	2.005	1.945	8.090	7.070	6.690	4.565	2.420	1.910	6.231	3.398	4.769	4.150	3.602	3.799
Eglefino	Vb, VI,XII,XIV	3.800	3.530	3.860	2.650	1.365	1.940	2.300	2.185	2.070	2.070	1.475	1.505	860	0	0	0	0
Eglefino	Vb,VIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	571	838	862	509
Eglefino	VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	77	66	738
Eglefino	VII,VIII,IX,X,COPACO 3411	0	4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	9.330	14.670	8.800	8.000	6.200	5.456	6.400	7.680	7.680	7.680
Eglefino	VII, VIII	4.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Espadín	VIIde	350	350	350	840	840	840	840	840	840	840	840	840	670	670	538	430	430
Espadín	Ila, MN	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	2.370	2.530	2.530	2.530	2.761	2.738	2.877	3.033	1.685
Falsa L.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	490	490	440	397	337	287	265	252	252
Gallineta N.	V, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.309	875	875	1.037	1.044	652	539	398
Gallo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	40	44	44	31	28	28	24
Gallo	Vb, VI,XII,XIV	1.950	1.950	2.140	2.140	2.140	2.140	2.140	2.140	2.140	1.930	1.932	1.932	1.596	1.277	1.277	1.277	1.277
Gallo	VII	5.260	5.260	5.780	5.780	5.780	6.930	7.280	8.150	8.150	6.520	5.460	4.861	5.220	6.589	7.013	6.663	6.663
Gallo	VIIIabde	900	900	900	990	990	1.100	1.160	1.160	1.160	930	800	692	743	938	999	949	949
Gallo	VIIIc, IX, X, COPACO 3411	600	600	600	600	660	370	280	280	280	230	230	185	111	62	62	59	66
Jurel	Ila, MN	0	0	0	0	0	1.080	0	0	60	50	50	50	45	51	44	11	44
Jurel	Vb, VI,VII, VIIIabde, XII, XIV	0	0	0	0	0	14.510	0	0	12.360	11.170	11.170	6.853	6.230	6.320	6.384	6.482	6.494
Jurel	VIIIc, IX	0	0	0	0	500	500	500	500	500	470	470	394	377	377	377	377	377
Jurel	VIIIc	500	500	580	380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cuotas de pesca de Francia (cont.) (2)

Lenguado	II, MN	335	235	235	415	460	535	500	300	365	365	315	267	264	283	305	291	249
Lenguado	VIIa	10	15	10	10	10	5	10	5	5	5	5	7	6	5	6	6	5
Lenguado	VIIIbc	10	10	10	10	15	15	15	15	15	15	13	15	15	10	10	10	10
Lenguado	VIII d	1.725	2.075	2.075	2.075	1.885	1.505	2.045	2.815	2.530	2.205	2.475	2.800	2.908	3.177	3.069	3.080	3.349
Lenguado	VIII d	490	435	490	340	300	265	360	280	265	250	225	198	148	113	326	354	339
Lenguado	VIII fg	95	100	70	75	75	70	70	55	60	75	65	67	78	66	63	59	56
Lenguado	VIII h-k	100	100	100	120	120	120	120	120	120	120	110	108	65	65	108	108	108
Lenguado	VIII ab	3.190	4.070	3.665	4.765	4.860	5.225	6.050	4.955	4.955	5.315	5.315	3.666	3.843	3.300	3.796	3.722	4.162
Lenguado	Vb, VI, XII, XIV	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limanda	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	320	320	290	288	245	208	192	182	182
Merlán	Vb, VI, XII, XIV	2.000	2.000	2.000	670	455	1.060	415	795	385	260	245	299	122	98	195	166	124
Merlán	VIIa	1.250	1.250	1.250	960	505	290	275	260	150	90	50	34	17	18	18	15	13
Merlán	VIII b-k	12.300	11.100	11.100	14.400	13.200	13.200	18.600	16.200	15.010	13.500	12.610	19.020	19.020	16.200	12.960	11.964	11.964
Merlán	VIII	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	4.800	4.200	4.200	4.200	3.360	3.360	3.360	2.700	2.160	2.160	2.160
Merlán	Ia, M	20.170	20.170	17.490	11.030	11.820	13.160	11.330	12.200	5.680	2.535	3.470	5.600	2.443	2.443	3.935	3.860	4.257
Merluza	Ia, MN	600	330	310	300	310	320	250	270	250	190	110	121	135	176	191	197	237
Merluza	Vb, VI, VII, XII, XIV	12.430	16.410	17.070	16.780	17.640	18.300	14.090	15.350	14.090	10.740	6.340	6.882	7.512	9.982	10.873	11.206	13.348
Merluza	VIII abde	12.480	16.610	17.280	17.000	17.850	18.520	14.250	15.540	14.250	10.880	4.894	6.967	7.753	10.104	11.009	11.345	13.612
Merluza	VIII c, IX, X, COPACO 3411	1.800	1.530	1.530	1.230	980	740	610	550	550	520	550	491	430	366	367	409	376
Mielga	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	276	276	276	221	175	139	35	30	25
Mielga	I, V, VI, VII, VIII, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	160	130	100	76	51	51	75	75	82
Rape	Vb, VI, XII, XIV	3.450	3.450	3.800	3.800	3.800	3.800	3.800	3.800	3.800	3.530	2.830	2.110	1.407	1.408	2.073	2.073	2.280
Rape	VII	17.840	17.840	19.620	19.620	19.620	11.400	10.670	15.820	15.820	13.630	12.870	11.030	10.162	12.395	14.874	15.688	16.651
Rape	VIII abde	7.640	7.640	8.400	0	0	0	0	6.470	6.470	5.570	5.000	4.374	3.274	4.915	5.188	6.325	6.714
Rape	VIII abd	0	0	0	8.400	8.400	4.880	4.370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	VIII c, IX, X, COPACO 3411	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	5	4	3	2	2	2	2

Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias

Cuotas de pesca de Francia (cont.) (3)

Raya	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	160	130	128	109	92	85	72	58	
Rodaballo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	170	170	140	128	108	92	86	82	82
Solla	Ila, MN	2.050	1.720	1.990	2.040	1.950	1.950	1.230	1.010	1.140	1.090	880	861	817	680	662	644	567
Solla	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solla	Vb, VI,XII,XIV	50	50	50	60	70	70	70	70	70	70	50	48	42	34	27	22	22
Solla	VIIa	110	110	110	110	80	50	50	30	35	35	25	38	19	15	18	18	21
Solla	VIIbc	40	40	40	40	50	50	60	60	60	60	50	36	32	16	32	29	24
Solla	VIIde	3.760	4.530	5.430	5.840	5.240	4.640	4.360	3.870	4.040	3.550	3.270	3.649	3.256	3.305	2.810	2.810	2.755
Solla	VIIfg	125	895	1.120	850	680	620	620	485	405	340	340	227	296	251	132	213	104
Solla	VIIIh-k VIII,IX,X,COPACO	100	100	120	145	170	170	170	170	170	170	150	121	73	58	58	50	42
Solla	3411	0	250	400	460	460	460	460	460	460	460	370	373	299	298	298	298	298
Solla	VIII	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total		334.135	337.775	348.115	309.050	291.270	297.620	279.170	270.225	302.491	264.575	243.346	249.939	296.569	313.615	314.417	264.525	256.684

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 61 Cuotas de pesca de Irlanda en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Abadejo	VII	50	810	1.070	1.070	1.070	1.070	1.070	1.300	1.300	1.300	1.300	1.298	1.298	1.298	1.298	1168	1168
Abadejo	Vb,VI,XII,XIV	10	100	160	160	150	150	150	150	150	150	150	155	124	99	79	63	63
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	12.000	10.200	9.800	6.670	6.670	4.377	6.458	7.942	5499	7301
Arenque	Vb, VIan, VIb	6.980	6.740	6.740	10.110	8.330	8.330	9.080	11.590	9.810	6.240	5.390	5.393	4.432	4.432	4.447	5036	5036
Arenque	VIash, VIIbc	15.450	15.450	12.730	25.000	25.450	25.450	25.450	25.450	19.090	12.640	12.640	12.727	12.727	12.727	12.727	14000	12600
Arenque	VIIa	1.640	1.170	2.730	1.820	1.820	1.820	1.820	2.340	1.720	1.390	1.800	1.250	1.250	1.250	1.250	1240	1250
Arenque	VIIg-k	14.870	15.560	15.560	15.120	18.140	18.140	18.140	19.180	18.140	18.140	17.290	11.235	11.235	11.235	11.236	9549	8117
Bacaladilla	I,II,V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17.165	0	0	0	0	0
Bacaladilla	I,II,III,V,VI,VII,VIIIabde, XII,XIV						0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40677	32992
Bacaladilla	Vb,VI,VI,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	24.000	26.080	31.100	0	62.174	0	0	0	0
Bacaladilla	V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62.174	75.893	0	0
Bacalao	VIIa	7.000	7.000	7.000	7.140	5.810	6.045	3.820	4.080	3.620	1.385	1.385	2.017	1.284	1.416	1.416	1204	963
Bacalao	VIIb-k,VIII,IX,X,COPACE 34.1.1	1.630	1.940	2.440	2.450	2.040	1.780	1.730	2.040	1.940	1.630	1.070	977	875	824	849	818	775
Bacalao	Vb,VI,XII,XIV	3.090	2.720	2.280	2.130	1.975	2.005	1.945	2.005	1.870	1.605	833	1.035	407	191	162	138	110
Bacalao	IIa, MN	7.100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caballa	IIa,Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	79.350	79.350	70.550	85.440	93.090	79.030	52.700	60.170	70.270	72.020	73.597	67.807	0	0	0	0
Caballa	II,Vb,VI,VII,XII	71.250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caballa	IIa,Vb,VI,VII	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63.216	46.149	0	0
Caballa	Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47.894	54.369
Carbonero	VII,VIII,IX,X,COPACE 34.1.1	0	3.090	3.940	3.940	3.940	3.940	3.940	3.380	2.480	1.960	1.835	2.450	2.450	1.960	1.568	1.333	1.066
Carbonero	Vb,VI,XII,XIV	670	670	850	700	515	480	505	455	400	395	420	425	415	478	494	467	467
Carbonero	VII, VIII	2.530	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	Vb, VI	200	215	215	215	160	170	185	170	170	170	155	153	153	153	172	239	269
Cigala	VII	9.100	9.100	9.100	9.590	7.375	7.375	8.485	8.485	8.485	7.750	6.965	6.561	6.561	6.436	7.207	7.928	9.277
Eglefino	Vb,VI,XII,XIV	2.720	2.520	2.760	1.890	1.090	1.390	1.805	1.765	1.730	1.730	1.640	1.535	1.321	0	0	0	0
Eglefino	Vb,Vla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.010	598	615	1.037
Eglefino	Vb,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	55	47	363
Eglefino	VII,VIII,IX,X, CECAF 34.1.1	0	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	3.110	4.890	2.930	2.670	2.067	1.819	2.133	2.560	2560	2560
Eglefino	VII,VIII	1.330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cuotas de pesca de los Estados miembros de la Unión Europea en aguas comunitarias

Cuotas de pesca de Irlanda (cont.) (en t)

Gallineta N.	V, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	3	4	4	2	2	1
Gallo	Vb, VI, XII, XIV	570	570	630	630	630	630	630	630	630	630	560	565	565	466	373	373	373
Gallo	VII	2.390	2.390	2.630	2.630	2.630	3.140	3.310	3.710	3.710	2.970	2.480	2.210	2.373	2.996	3.189	3029	3029
Jurel	IIa, MN	0	0	0	0	0	640	0	0	2.300	1.950	1.950	1.950	1.641	1.846	1.599	1612	1613
Jurel	Vb, VI, VII, VIII abde, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	60.910	55.010	55.010	33.763	30.693	31.137	31.454	31934	31996
Lenguado	VbB, VI, XII, XIV	0	55	70	105	125	125	125	125	125	125	110	100	85	68	54	54	54
Lenguado	VIIa	230	255	215	185	165	120	160	120	110	130	135	134	123	98	117	117	99
Lenguado	VIIbc	50	50	50	50	60	60	60	85	85	85	67	65	65	55	55	54	55
Lenguado	VIIfg	45	50	35	40	40	35	35	30	30	35	30	33	39	33	31	30	28
Lenguado	VIIh-k	270	270	270	325	325	325	325	325	325	325	290	293	176	176	293	293	293
Merlán	VIIa	7.200	7.200	7.200	6.570	5.580	4.895	4.605	4.315	2.530	1.525	800	576	288	296	296	252	213
Merlán	VIIb-k	5.700	5.140	5.140	6.670	6.120	6.120	8.620	7.510	6.950	6.260	5.840	8.814	8.814	7.507	6.006	5.544	5.544
Merlán	Vb, VI, XII, XIV	4.900	4.900	4.900	3.520	2.185	2.220	1.980	3.785	1.835	1.250	1.165	1.029	582	466	478	406	305
Mielga	I, V, VI, VII, VIII, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Merluza	Vb, VI, VII, XII, XIV	1.550	1.990	2.070	2.030	2.140	2.140	1.700	1.860	1.700	1.300	770	834	1.114	1.209	1.318	1.358	1.629
Rape	Vb, VI, XII, XIV	780	780	860	860	860	860	860	860	860	800	640	477	318	318	469	469	516
Rape	VII	2.280	2.280	2.510	2.510	2.510	1.460	1.360	2.020	2.020	1.740	1.640	1.410	1.299	1.584	1.901	2.005	2.128
Solla	Vb, VI, XII, XIV	660	660	660	730	870	870	880	880	880	880	700	630	559	447	358	287	287
Solla	VIIa	2.000	2.000	2.000	2.040	1.645	1.445	1.445	1.305	1.365	1.365	1.285	1.364	1.173	876	1.051	1.051	1.209
Solla	VIIbc	160	160	160	160	200	200	240	240	240	240	190	144	128	144	128	29	98
Solla	VIIfg	0	140	170	130	100	100	100	90	80	80	50	209	46	39	202	33	201
Solla	VIIh-k	350	350	420	500	590	590	590	590	590	590	530	424	255	203	204	172	148
Total		174.755	177.005	178.245	182.900	191.410	198.540	185.510	178.680	257.440	242.859	239.578	201.737	231.049	227.458	225.680	189.587	189.608

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 62 Cuotas de pesca de Letonia en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Arenque	IIIbcd	9.834	0	0	0
Arenque	Subdivisiones 25-29	0	3.262	3212	3680
Arenque	Golfo de Riga	21.130	20.452	0	0
Arenque	Subdivisión 28.1	0	0	21.528	20.183
Bacalao	Subdivisiones 22-24	2.109	892	1.026	872
Bacalao	Subdivisiones 25-29	2.061	3.331	3.873	3.290
Caballa	Ila, VB, VI, VII,VIIIABDE,XII,XIV	0	85	88	100
Espadín	IIIbcd	52.249	68.420	58.219	62.877
Gallineta N.	V, XII, XIV	0	562	103	76
Subtotal		87.383	97.004	88.049	91.078
Salmón*	IIIbcd	59.478	59.478	59.478	56.504
Total		59.478	59.478	59.478	56.504
*En número de unidades					

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 63 Cuotas de pesca de Lituania en aguas comunitarias, por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Arenque	Subdivisiones 25-29	0	3.405	12	12
Arenque	IIIbcd	2.568	0	0	0
Arenque	Subdivisión 28.1	0	0	0	20.183
Arenque	Subdivisiones 25-27,28.2,29 Y 32	0	0	3382	3.874
Bacalao	Subdivisiones 25-32	1.355	2.189	2551	2.168
Bacalao	Subdivisiones 22-24	1.387	579	665	565
Caballa	Ila, Vb, VI, VII,VIIIabde,XII,XIV	0	85	88	100
Espadín	IIIbcd	18.901	24.750	21060	22.745
Gallineta N.	V, XII, XIV	0	3.625	1571	1.571
Subtotal		24.211	34.633	29.329	51.218
Salmón*	IIIbcd	6.992	6.992	6992	6642
Total		6.992	6.992	6992	6642
* En número de unidades					

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 64 Cuotas de pesca de Países Bajos en aguas comunitarias por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Arenque [#]	Ila, MN, VIId	0	0	0	0	0	0	0	0	150	180	180	180	268	214	1	0	0
Arenque	MN	0	0	0	0	0	0	0	21.960	42.225	42.226	42.226	30.315	44.727	50.068	56.745	57.938	47.190
Arenque	IVc, VIId	21.320	11.310	7.760	8.030	15.580	15.580	15.550	6.790	6.630	6.630	6.630	18.540	27.354	30.621	34.704	21.998	15.710
Arenque	Ila, MN	68.900	80.140	73.530	66.150	60.790	60.790	62.270	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque	I, II	0	0	0	0	0	0	0	17.670	14.100	13.550	9.210	9.210	4.430	8.927	10.979	7.602	10.217
Arenque	Va,VIan, VIb	5.160	4.990	4.990	7.480	6.160	6.160	6.720	8.570	7.260	4.620	3.990	3.991	3.280	3.280	3.291	3.727	3.727
Arenque	VIas, VIIbc	1.550	1.550	1.270	2.500	2.550	2.550	2.550	2.550	1.910	1.260	1.260	1.273	1.273	1.273	1.273	1.400	1.260
Arenque	VIIg-k	1.060	1.110	1.110	1.080	1.300	1.300	1.300	1.370	1.300	1.300	1.230	802	802	802	802	682	580
Arenque	VI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47.190
Arenque ^s	IV, VIId,Ila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	211	158
Bacaladilla	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	145	145	145	81	294	159	359	0	0
Bacaladilla	I,II,V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26.963	0	0	0	0	0
Bacaladilla	Vb,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	37.700	40.970	48.850	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	V,VI,VII,XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97.665	97.665	119.216	0	0
Bacaladilla	I,II,III,IV,V,VI,VII,VIIIa,VIIIde,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64.053	51.951
Bacalao	SKAG	150	110	110	105	75	75	100	80	100	60	40	40	20	20	20	17	14
Bacalao	Ila,MN	0	18.300	17.440	11.370	10.640	10.640	12.550	12.070	13.860	8.460	4.660	4.787	2.619	2.619	2.619	2.226	1.914
Bacalao	Ila, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	VIIa	100	100	100	100	50	60	20	20	20	5	5	11	7	7	7	6	5
Bacalao	VIIb-k,VIII, IX, XI, CPACO 3411	0	120	140	140	130	110	110	130	120	100	70	55	41	35	38	0	28
Bacalao	VIIb-k, VIII	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0
Caballa	Ila, SKA, KATT, IIIbcd, MN	1.200	1.490	1.490	1.075	1.880	2.070	1.860	1.000	1.500	1.670	1.700	1.739	1.533	1.437	470	483	1.179
Caballa	Ila,Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	34.720	34.720	30.870	37.380	40.720	34.580	23.060	26.330	30.740	31.510	32.198	29.665	0	0	20.954	23.786
Caballa	II,Vb,VI,VII,VIII,XII	31.170	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caballa	IIa,Vb,VI,VII	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27.656	20.190	0	0
Carbonero	Ila, SKA, KATT, IIIbcd, MN	260	210	200	150	130	110	110	120	120	90	90	141	173	199	152	129	129
Cigala	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	410	410	465	465	415	448	447	511	575	758	704
Eglefino	SKA, KATT, IIIbcd	10	10	10	10	10	10	10	10	5	10	0	6	2	4	4	3	3
Eglefino	Ila, MN	1.550	1.030	1.320	195	190	800	700	860	445	240	190	613	334	469	408	354	374
Espadin	II, MN	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	2.370	2.530	2.530	2.530	2.761	2.738	2.877	3.033	1.685
Espadin	VIIde	350	350	350	840	840	840	840	840	840	840	840	840	670	670	538	430	430
Falsa L.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	1.490	1.490	1.340	1.207	1.026	872	807	767	767
Faneca	Ila, SKAG, KAT, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	130	130	140	127	127	127	0	69	0
Gallineta N.	V, XII, XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	4	5	5	3	3	2
Gallo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	30	35	35	24	22	22	18
Gamba N.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	54	54	50	34	34	34	35	35	28
Jurel	II, MN	0	0	0	0	0	5.860	0	0	6.420	5.450	5.450	5.450	4.587	5.161	4.469	4.507	4.510
Jurel	Vb, VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	120.650	0	0	89.240	80.620	80.620	49.479	44.981	45.631	46.096	46.801	46.891

[#] Para uso industrial.

Cuotas de pesca de Países Bajos (cont.) (en t)

Lenguado	SKAG, KAT, IIIbcd	50	70	80	40	115	175	180	180	110	75	55	40	28	42	42	73	73
Lenguado	II, MN	15.050	10.530	10.530	18.810	20.685	24.075	22.570	13.545	16.550	16.550	14.295	12.038	11.925	12.790	13.784	13.143	11.226
Lenguado	VIIa	300	330	275	235	210	155	205	155	140	170	170	172	158	125	150	150	128
Lenguado	VIIIh-k	80	80	80	95	95	95	95	95	95	95	85	87	52	52	87	87	87
Lenguado	VIII	105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lenguado	VIIIab	0	305	275	360	365	390	455	370	370	400	400	275	261	247	284	279	312
Limanda	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	18.630	18.630	16.760	16.674	14.251	12.112	11.151	10.594	10.594
Merlán	IIa, MN	7.760	7.760	6.720	4.240	4.550	5.060	4.360	4.690	2.185	975	1.330	2.154	940	940	1.513	1.484	1.637
Merlán	VII	20	20	20	15	10	5	5	5	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Merlán	SKAG, KAT	70	50	50	50	10	10	10	10	10	10	10	3	2	2	2	3	5
Merlán	VIIIb-k	100	90	90	120	110	110	150	130	120	110	100	155	155	132	105	97	97
Merluza	IIa, MN	100	90	80	80	80	80	60	70	60	50	30	31	35	46	50	51	61
Merluza	Vb, VI,VII,XII,XIV	110	200	220	220	230	240	180	200	180	140	80	90	98	130	142	146	175
Merluza	VIIIabde	0	20	20	20	20	20	20	20	20	10	6	9	10	13	14	15	18
Merluza	VIII	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mielga	II, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	236	236	236	189	150	119	30	26	21
Mielga	I,V,VI,VII,VIII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	590	470	380	281	205	187	276	276	303
Rape	Vb,VI,XII,XIV	270	270	300	300	300	300	300	300	300	280	220	165	110	110	162	162	178
Rape	VII	360	360	390	390	390	230	220	320	320	280	260	223	189	250	300	317	336
Raya	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	870	870	700	696	592	503	462	393	314
Rodaballo	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	5.000	5.000	3.990	3.750	3.188	2.710	2.527	2.401	2.401
Solla	SKAG	2.170	2.170	2.240	1.650	1.680	1.680	1.680	1.680	1.680	1.680	1.410	1.265	1.988	1.422	1.138	1.150	1.273
Solla	IIa, MN	68.230	57.500	66.430	68.040	64.900	64.920	41.140	33.500	37.925	36.230	29.440	28.696	27.224	22.649	22.066	21.470	18.901
Solla	IIa, MN,IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solla	VIIa	80	80	80	80	55	35	35	20	30	30	20	27	13	10	13	13	14
Solla	VIIIh-k	200	200	240	290	340	340	340	340	340	340	300	243	146	117	117	99	84
Total		227.945	235.665	232.660	226.630	233.350	367.745	213.185	154.640	340.730	326.512	313.682	258.363	330.881	335.936	361.115	290.671	261.498

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 65 Cuotas de pesca de Polonia en aguas comunitarias por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Arenque	IIIbcd	28.870	0	0	0
Arenque	I,IIb	0	1.553	0	0
Arenque	I,II	0	0	1.075	1.445
Arenque	Subdivisiones 22-24	0	5.985	6.181	6.441
Arenque	Subdivisiones 25-29	0	27.862	0	0
Arenque	Subdivisiones 25-27,28.2,29 Y 32	0	0	28.861	33.066
Arenque	I,II	0	0	0	1.214
Bacalao	Subdivisiones 22-24	6.574	2.885	3.317	2.819
Bacalao	Subdivisiones 25-29	6.423	10.203	111	0
Bacalao	I,IIb	1.507	1.460	1.417	1.271
Bacalao	Subdivisiones 25-32	0	0	11.993	10.191
Caballa	Ia, Vb, VI, VII,VIIIabde,XII,XIV	1.096	844	1.012	1.148
Espadín	IIIbcd	110.880	141.275	123.552	133.435
Gallineta N.	V, XII, XIV	1.007	629	520	384
Solla	IIIbcd	565	565	565	565
Subtotal		156.922	193.261	178.604	191.979
Salmón*	IIIbcd	28.368	28.368	28.368	26.950
*En número de unidades					

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 66 Cuotas de pesca de Portugal en aguas comunitarias por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Abadejo	IX,XI,COPACE 34.1.1	200	10	20	20	20	20	20	20	20	20	20	15	12	12	10	10	10
Anchoa	IX,XI,COPACE 34.1.1	2.000	2.400	3.130	4.700	6.260	6.260	6.260	6.260	6.780	5.220	5.220	4.174	4.174	4.174	4.174	4.174	4.174
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	150	130	120	80	80	56	82	101	70	94
Bacalao	I Ib	0	2.300	2.030	570	1.280	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	I,IIb	0	0	0	0	0	1.810	2.390	2.590	1.733	1.406	1.425	1.425	1.425	1.755	1.701	1.650	1479
Bacaladilla	VIIIc,IX,X,COPACE 34.1.1	10.000	10.000	10.000	10.000	11.000	11.000	11.000	11.000	11.000	11.000	11.000	6.083	21.993	21.993	26.845	11.699	9488
Bacaladilla	I,II,III,IV,V,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.137	3355
Bacaladilla	Vb,VI,VII	0	0	0	0	0	0	0	1.500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	Vb,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	1.500	1.630	1.940	0	0	0	4.743	0	0
Bacaladilla	V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.886	3.886	0	0	0
Bacaladilla	I,II,V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.073	0	0	0	0	0
Bacaladilla	VIIIc	0	0	0	0	0	0	0	1.500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	1.500	1.500	1.500	829	2.999	2.999	3.661	0	0
Caballa	VIIIc,IX,X,COPACE 34.1.1	5.500	6.230	6.230	6.230	6.230	6.230	6.230	5.110	5.960	6.680	6.840	7.002	5.963	5.503	4.237	4.459	5044
Cigala	IX,X,COPACE 34.1.1	0	3.540	3.540	3.540	1.875	1.875	1.875	1.875	1.500	1.125	900	600	450	450	405	364	328
Gallo	VIIIc,IX,X,COPACE 34.1.1	400	400	400	400	440	250	180	180	180	150	150	123	74	41	41	39	44
Gallineta N.	V,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.942	1.966	1.966	2.330	2.346	1.466	1.212	896
Jurel	VIIIc, IX	0	0	0	0	33.230	33.230	33.230	33.230	33.230	30.950	30.950	26.174	25.036	25.036	25.036	25.036	25036
Jurel	IX,X,COPACE 34.1.1	33.000	33.000	36.670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jurel	IX	0	0	0	24.930	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jurel	X, COPACE 34.1.1	0	0	0	0	0	0	0	5.000	5.000	5.000	5.000	4.000	3.200	3.200	3.200	3.200	3200
Jurel	COPACE 34.1.1	0	0	0	0	0	0	0	2.000	2.000	2.000	4.000	2.000	1.600	1.600	1.600	1280	1280
Jurel	Vb,VI,VII,VIII ABDE, XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	3.000	2.470	2.230	2.230	1.371	1.246	1.246	1.277	1.296	1299
Lenguado	VIIIcde,IX,XI,COPACE 3411	1.200	1.160	1.160	1.160	1.245	1.245	1.245	1.245	1.245	1.245	1.245	1.247	998	948	0	0	0
Lenguado	VIIIc,IX,X, CPACO 3411	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	758	758	758
Marrajo	I, II, III, IV, V,VI,VII,IX,X,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Merlán	IX,X,COPACE 34.1.1	3.000	2.640	2.640	2.640	2.640	2.640	2.640	2.640	2.640	2.640	2.100	1.700	1.360	1.020	816	653	653
Merluza	VIII,IX,X,COPACE 3411	8.750	7.470	7.470	5.970	4.780	3.580	2.990	2.690	2.690	2.540	2.660	2.389	2.090	1.777	1.782	1.989	1830
Rape	VIII,IX,X,COPACE 3411	1.990	1.990	1.990	1.990	1.990	2.160	2.160	2.160	1.410	1.130	995	788	663	381	0	0	0
Rape	VIIIc,IX,X, CPACO 3411	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	324	324	324
Solla	VIII,IX,XI,COPACE 3411	0	0	100	120	120	120	120	120	120	120	95	93	75	75	0	75	75
Solla	VIIIc,IX,X, CPACO 3411	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0	0
Total		66.040	71.140	75.380	62.270	71.110	70.420	70.340	82.270	81.108	79.648	80.316	63.132	79.630	78.524	82.252	62.425	59.367

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 67 Cuotas de pesca de Reino Unido en aguas comunitarias por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1986	1987	1988	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Abadejo	Vb,VI,XII,XIV	350	260	400	400	400	400	400	400	400	400	400	403	322	258	206	165	165
Abadejo	VII	1.200	1.850	2.440	2.440	2.440	2.440	2.440	2.960	2.960	2.960	2.960	2.964	2.964	2.964	2.964	2.668	2.668
Arenque	I,II	0	0	0	0	0	0	0	25.800	25.190	24.210	16.460	16.460	10.810	15.948	19.613	13581	18253
Arenque [#]	MN, VIId	0	0	0	0	0	0	0	0	550	660	660	660	982	691	0	773	0
Arenque	Ia, MN	71.615	75.135	67.340	61.150	61.090	61.090	62.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque [§]	IV,VIId,IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	580
Arenque	IVc, VIId	5.285	2.810	1.930	2.050	3.980	3.980	3.970	1.730	1.693	1.693	1.693	4.094	5.950	6.662	7.551	4786	3424
Arenque	MN	0	0	0	0	0	0	0	23.410	40.570	40.570	40.570	38.169	55.463	62.100	70.395	63333	50279
Arenque	Vb, VIan, Vlb	27.920	26.950	26.950	40.430	33.320	33.320	46.350	46.360	39.240	24.990	21.570	21.571	17.728	17.727	17.788	20145	20145
Arenque	VIa, Clyde	3.400	3.500	3.200	2.600	2.300	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	800	800
Arenque	VIIa	4.660	3.330	7.770	5.180	5.180	5.180	5.180	6.660	4.880	3.960	5.100	3.550	3.550	3.550	3.500	4800	3550
Arenque	VIIef	250	250	250	250	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Arenque	VIIg-k	20	20	20	20	30	30	30	30	30	30	30	17	16	16	16	14	12
Bacaladilla	I,II,V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25.032	0	0	0	0	0
Bacaladilla	Vb,VI,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	35.000	38.080	45.350	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	Vb,VI,VII	0	0	0	0	0	0	73.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacaladilla	V,VI,VII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90.671	90.671	110.678	0	0
Bacaladilla	Ia, MN	0	0	0	0	0	0	0	1.070	1.070	1.070	592	2.141	1.155	2.613	0	0	
Bacaladilla	VIIIabde	0	0	0	0	0	0	0	0	7.241	7.241	7.241	4.004	14.477	14.477	17.672	0	0
Bacaladilla	I,II,III,V,VI,VII,VIIIabde XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68161	55283
Bacalao	I,IIb	0	0	0	0	0	2.120	3.130	4.100	2.034	1.650	1.671	1.671	1.671	2.059	1.995	1936	1735
Bacalao	IIb	0	2.700	2.380	670	1.510	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	Ia, MN	18.670	72.490	70.790	46.180	43.220	43.220	50.960	49.010	56.260	34.360	18.930	19.436	10.631	10.631	10.631	9037	7773
Bacalao	Ia, MN, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	Vb,VI,XII,XIV	13.150	11.570	9.700	8.330	6.915	7.210	6.640	7.210	5.960	3.530	2.222	2.760	1.084	508	433	368	294
Bacalao	VIIa	6.400	6.400	6.400	6.530	3.355	3.965	1.670	1.790	1.585	605	605	922	562	620	619	527	421
Bacalao	VIIb-k,VIII,IX,X, COPACO 3411	1.330	1.570	1.980	1.990	1.660	1.450	1.410	1.660	1.570	1.330	870	712	537	450	493	439	366
Caballa	Ia, SK, KAT, IIIbcd,MN	1.200	1.380	1.380	1.000	1.750	1.930	1.720	930	1.390	1.540	1.580	1.611	1.419	1.331	435	451	1092
Caballa	IIa,VI,VII,VIII abde,XII, XIV	0	218.230	218.230	194.030	234.950	255.980	217.350	144.940	165.480	193.240	198.069	202.397	186.472	0	0	131713	149519
Caballa	II,Vb,VI,VII,VIII,XII	195.950	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	173.848	0	0	0
Caballa	IIa,Vb,VI,VII,VIIIabde, XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126.913	0	0

[#] Para uso industrial. [§] Capturas accesorias. Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Cuotas de pesca de Reino Unido (cont.) (1)

Carbonero	Ila, SK, KAT, IIIbcd, MN	20.350	16.250	15.100	11.440	9.820	8.060	8.590	9.230	8.830	6.820	6.980	10.838	13.247	15.254	11.641	9895	9895
Carbonero	Vb,VI,XII,XIV	4.920	4.920	6.190	5.130	3.965	3.700	3.875	3.520	3.125	3.080	3.255	3.211	3.029	3.488	3.792	3592	3592
Carbonero	VII,VIII,IX,X, COPACO 3411	0	1.690	2.150	2.150	2.150	2.150	2.750	1.840	1.350	970	805	1.340	1.337	1.069	855	727	582
Carbonero	VII,VIII	1.380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	Ila, MN	0	0	0	0	12.000	9.970	13.165	13.165	14.895	14.895	13.410	14.398	14.399	16.446	18.492	24380	22644
Cigala	SK, KAT, IIIbcd	0	0	0	0	3.500	3.500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cigala	Vb,VI	14.450	15.620	15.620	15.620	11.720	12.305	13.275	12.305	12.305	12.305	11.070	11.072	11.072	11.032	12.399	17257	19415
Cigala	VII	8.100	8.100	8.100	8.530	6.565	6.565	7.545	7.545	7.545	6.885	6.200	5.836	5.836	5.724	6.411	7052	8251
Eglefino	Ila, MN	151.110	101.030	128.570	36.280	42.640	77.620	67.830	64.240	57.045	53.045	41.780	59.805	32.613	45.773	39.832	34574	36466
Eglefino	Vb,VI,XII,XIV	27.810	25.790	28.210	19.340	9.985	14.180	16.785	15.960	15.110	15.110	10.720	10.992	6.455	0	0	0	0
Eglefino	VII,VIII,IX,X,COPACE 3411	0	600	600	600	600	600	600	1.400	2.200	1.320	1.200	930	819	960	1.152	1152	1152
Eglefino	Vb,VI Aa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.897	6.127	6294	5392
Eglefino	VIb,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	566	566	481	3721
Eglefino	VII,VIII	600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Espadín	II, MN	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	7.810	8.350	8.350	8.348	9.111	9.035	9.493	10010	5562
Espadín	VIIde	2.620	2.620	2.620	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	5.040	5.040	4.032	3226	3226
Falsa L.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	7.330	7.330	6.580	5.937	5.046	4.289	3.970	3773	3773
Gallineta N.	V,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	23	23	27	27	17	14	10
Gallo	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	2.880	2.880	2.600	2.599	2.599	1.819	1.677	1677	1424
Gallo	Vb,VI,XII,XIV	1.380	1.380	1.520	1.520	1.520	2.720	1.520	1.520	1.520	1.520	1.370	1.367	1.367	1.129	903	903	903
Gallo	VII	2.070	2.070	2.280	2.280	2.280	2.380	2.870	3.210	3.210	2.570	2.150	1.914	2.055	2.595	2.762	2624	2624
Gamba N.	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	1.948	1.948	1.778	1.074	1.074	1.074	1.096	1096	877
Jurel	II, MN	0	0	0	0	0	3.530	0	0	5.840	4.960	4.960	4.960	4.174	4.696	4.066	4101	4104
Jurel	Vb,VI,VII,VIIIabde,XII,XIV	0	0	0	0	0	7.920	0	0	25.310	22.850	22.850	14.026	12.751	12.935	13.067	13266	13292
Lanzón	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	20.000	20.000	20.000	17.473	16.969	15.901	13.525	6186	3155
Lenguado	II, MN	855	600	600	1.070	1.180	1.245	1.285	770	945	945	815	686	679	729	785	749	639
Lenguado	Vb,VI,XII,XIV	15	15	20	25	30	30	30	30	30	30	30	25	21	17	14	14	14
Lenguado	VIIa	420	465	385	330	295	220	290	220	200	240	245	244	224	178	213	213	181
Lenguado	VIIId	615	740	740	740	675	615	730	1.005	905	790	885	1.000	1.038	1.135	1.096	1100	1196
Lenguado	VIIId	765	675	765	530	470	530	555	445	410	385	355	309	232	176	508	553	529
Lenguado	VIIIfg	420	450	310	335	340	310	310	255	270	325	285	301	349	295	281	267	251
Lenguado	VIIh-k	100	100	100	120	120	120	120	120	120	120	110	108	65	65	108	108	108
Limanda	Ila, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	2.590	2.590	2.330	2.331	1.981	1.684	1.550	1473	1473

Cuotas de pesca de Reino Unido (cont.) (2)

Merlán	IIa, MN	53.530	53.530	46.410	29.260	31.370	34.910	30.060	32.390	24.590	19.470	13.335	18.853	6.484	6.484	10.444	10243	11297
Merlán	Vb,VI,XII,XIV	9.400	9.400	9.400	6.775	4.835	4.990	4.385	8.380	4.060	2.775	2.580	2.157	1.290	1.032	917	780	585
Merlán	VIIa	9.600	9.600	9.600	7.380	3.865	3.285	3.095	2.900	1.720	1.020	535	387	193	199	199	169	144
Merlán	VIIIb-k	2.200	1.990	1.990	2.580	2.360	2.360	3.330	2.900	2.680	2.410	2.250	3.402	3.402	2.898	2.318	2140	2140
Merluza	IIa, MN	520	450	420	420	430	450	350	380	350	270	160	170	190	248	269	278	333
Merluza	Vb,VI,VII,XII,XIV	4.670	6.430	6.730	6.630	6.960	7.220	5.550	6.060	5.550	4.240	2.500	2.717	2.988	3.940	4.293	4424	5309
Mielga	II, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	7.177	7.177	7.177	5.745	4.564	3.618	919	778	640
Mielga	I,V,VI,VII,VIII,XII,XIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rape	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	17.960	14.370	11.495	8.545	5.695	5.697	8.392	8392	9233
Rape	Vb,VI,XII,XIV	2.400	2.400	2.650	2.650	2.650	2.650	2.650	2.650	2.460	1.970	1.468	978	978	1.442	1442	1586	
Rape	VII	5.410	5.410	5.950	5.950	5.950	3.460	3.240	4.800	4.800	4.140	3.900	3.345	3.082	3.759	4.510	4757	5050
Raya	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	3.920	3.920	3.128	3.136	2.665	2.266	2.083	1770	1417
Rodaballo	IIa, MN	0	0	0	0	0	0	0	0	1.390	1.390	1.110	1.042	886	753	703	668	668
Solla	IIa, MN	50.490	42.550	49.150	50.350	48.030	48.040	30.440	24.800	28.070	26.810	21.780	21.235	20.145	16.761	16.328	15887	13987
Solla	IIa, MN,IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solla	VBb,VI,XII,XIV	1.100	1.100	1.100	1.210	1.460	1.460	1.450	1.450	1.450	1.450	1.170	1.050	932	746	597	477	477
Solla	VIIa	2.550	2.550	2.550	2.610	1.840	1.155	1.155	675	885	885	610	883	428	404	485	485	558
Solla	VIIde	2.010	2.410	2.900	3.110	2.790	2.470	2.330	2.010	2.150	1.890	1.750	1.946	1.737	1.763	1.498	1498	1469
Solla	VIIfg	420	470	590	450	350	330	330	255	205	185	180	119	155	131	69	112	54
Solla	VIIIh-k	100	100	120	145	170	170	170	170	170	170	150	121	73	58	58	50	42
Total		733.780	749.950	774.600	606.610	633.315	702.835	716.550	552.890	714.403	677.249	621.767	612.293	618.446	626.929	611.969	535.814	526.660

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 68 Cuotas de pesca de Suecia en aguas comunitarias por especies y áreas (en t)

Especie	Áreas ICES	1995	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Arenque	I,II	0	18.980	14.600	14.030	9.540	9.540	6.265	9.244	11.368	7.872	10.580
Arenque	IIIbcd	119.180	127.680	113.433	105.180	70.522	47.102	32.269	36.499	0	0	0
Arenque	IV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.627	0
Arenque	MN	0	1.620	2.696	3.546	3.546	3.546	4.070	4.680	5.443	0	3.470
Arenque	Ila, MN	4.480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque	SK, KAT	61.290	34.920	34.915	34.920	34.920	34.917	34.917	30.521	41.950	35.620	30.239
Arenque [§]	SK, KAT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.825	2.119
Arenque [§]	Ila,IV,VIII	0	0	0	0	0	0	0	0	0	199	0
Arenque	IV,VIII,IIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	149
Arenque	Subdivisiones 22-24	0	0	0	0	0	0	0	0	8.184	8.451	8.451
Arenque	Subdivisiones 25-29	0	0	0	0	0	0	0	0	39.350	38.784	44.389
Arenque	Subdivisiones 30-31	0	0	0	0	0	0	0	0	14.231	16.501	16.501
Arenque	Subdivisiones 25-29-32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenque [#]	SK, KAT	0	0	2.615	2.890	2.890	2.890	2.890	2.890	0	0	0
Arenque [#]	Ila, MN, VII D	0	0	140	170	170	170	253	178	0	0	0
Bacaladilla	Ila, MN	0	0	155	155	155	84	313	169	382	10	0
Bacaladilla	I,II,III,V,VI,VII,VIIIabde XII,XIV		0	0	0	0	0	0	0	0	12.994	10.539
Bacalao	Ila, MN	150	140	160	480	440	256	31	31	31	26	23
Bacalao	IIIbcd	23.680	38.860	25.870	21.758	22.083	15.203	15.438	0	0	0	0
Bacalao	Ila, IV, IIIa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacalao	Subdivisiones 25-32	0	0	0	0	0	0	0	8.770	9.077	10.552	8.965
Bacalao	Subdivisiones 22-24	0	0	0	0	0	0	0	6.233	3.841	4.417	3.754
Bacalao	KAT	2.670	3.150	2.590	2.590	2.300	1.037	860	505	370	315	271
Bacalao	SKAG	2.800	2.250	2.660	1.620	980	990	546	546	546	464	399
Caballa	Ila, SK, KAT, IIIbcd, MN	5.230	3.605	4.230	4.930	5.045	5.138	4.576	4.262	3.526	3.599	3.966
Carbonero	Ila, SK, KAT, IIIbcd, MN	610	650	630	1.360	1.380	2.119	940	1.083	826	702	702
Cigala	SK, KAT, IIIbcd	1.270	1.270	1.315	1.315	1.185	1.183	1.183	1.210	1.236	1.359	1.359
Eglefino	Ila, MN	450	430	290	1.020	950	1.276	216	303	264	229	241
Eglefino	SK, KAT, IIIbcd	650	490	365	270	190	465	213	366	359	292	320
Espadín	Ila, MN	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330
Espadín	IIIbcd	108.740	91.310	109.916	87.293	72.871	76.158	68.473	72.019	94.311	80.250	86.670
Espadín	SK, KAT	10.900	10.140	12.680	12.680	12.680	12.680	12.676	12.676	12.676	13.184	13.184

Cuotas de pesca de Suecia (cont.) (en t)

Espadín	Ila, MN	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330
Espadín	IIIbcd	108.740	91.310	109.916	87.293	72.871	76.158	68.473	72.019	94.311	80.250	86.670
Espadín	SK, KAT	10.900	10.140	12.680	12.680	12.680	12.680	12.676	12.676	12.676	13.184	13.184
Falsa L.	Ila, MN	0	0	20	20	30	16	14	12	11	10	10
Gamba N.	Ila, MN	0	0	316	316	288	146	146	146	149	149	119
Gamba N.	SK, KAT	2.090	1.960	2.460	1.700	1.900	1.897	1.897	2.002	2.002	2.094	2.172
Jurel	Ila, MN	0	0	750	750	750	750	750	750	750	750	750
Lenguado	SK, KAT, IIIbcd	70	70	45	30	25	16	11	16	16	28	28
Limanda	Ila, MN	0	0	10	10	10	9	8	7	6	6	6
Merlán	Ila, MN	10	10	10	195	200	195	2	2	4	3	4
Merlán	SK, KAT	430	430	280	140	140	93	70	70	70	88	142
Merluza	SK, KAT, IIIbcd	120	140	130	100	60	64	71	92	101	104	125
Mielga	Ila, MN	0	0	12	12	12	10	8	6	2	1	1
Rape	Ila, MN	0	0	20	20	15	10	6	6	9	9	10
Rodaballo	Ila, MN	0	0	10	10	10	7	6	5	5	5	5
Solla	IIIbcd	200	200	200	200	200	200	203	203	203	203	203
Solla	KAT	280	280	280	280	240	211	332	186	190	192	213
Solla	SKA	470	470	470	470	390	352	554	396	317	320	355
Otras	Ila, MN	0	1.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Subtotal		347.100	341.385	335.603	301.790	247.447	220.060	191.537	197.414	253.136	248.564	251.764
Salmón*	IIIbcd	135.895	112.660	112.662	124.958	123.652	123.652	126.399	126.400	126.399		120.080
*En número de unidades												

Para uso industrial. § Capturas accesorias. Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Apéndice 3. *Cuotas de pesca de los
Estados miembros de la Unión
Europea en aguas profundas*

Tabla 69 Cuotas de pesca de Alemania en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Brosmio	I,II	0	0	0	0	7
Brosmio	I,II,XIV	10	10	10	10	
Brosmio	III	10	10	0	0	8
Brosmio	IV	30	30	26	26	21
Brosmio	V,VI,VII	0	0	9	9	7
Brótola	I,II,III,IV	0	0	10	10	10
Brótola	V,VI,VII	0	0	10	10	10
Fletán negro	Ia,IV,VI	0	0	0	14	10
Granadero	IIIabcd	0	0	9	9	6
Granadero	I,II,IV,Va	2	2	2	2	2
Granadero	Vb,VI,VII	10	10	9	9	9
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	0	47	47	40
Marrajo	I, II, III, IV, V, VI, VII, IX, X, XII, XIV	0	0	0	0	0
Maruca	III	10	10	10	10	8
Maruca	IV	289	289	246	246	197
Maruca	V	10	10	9	9	7
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XII,XIV	204	204	204	204	163
Maruca	I,II	10	10	10	10	10
Maruca azul	III	39	39	33	33	4
Maruca azul	VI,VII	5	5	10	10	26
Maruca azul	II,IV,V	10	10	9	9	2
Pejerrey	I,II	0	0	31	31	31
Pejerrey	III,IV	14	14	0	12	12
Pejerrey	V,VI,VII	476	476	0	405	405
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	0	161	161	59
Sable negro	V,VI,VII,XII	37	37	35	35	35
Sable negro	I,II,III,IV	10	10	10	10	5
Total		1.176	1.176	900	1.331	1.091

Fuente: elaboración propia apartir de reglamentos comunitarios.

Tabla 70 Cuotas de pesca de Bélgica en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Maruca	III	10	10	10	10	8
Maruca	IV	30	30	25	25	20
Maruca	V	14	14	12	12	10
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XII,XIV	56	56	56	56	45
Total		110	110	103	103	83

Tabla 71 Cuotas de pesca de Dinamarca en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Brosmio	III	20	20	20	20	15
Brosmio	IV	100	100	85	85	69
Granadero	IIIabcd	1.769	1.769	1.504	1.504	1.003
Granadero	I,II,IV,VIa	2	2	2	2	2
Marrajo	I, II, III, IV, V,VI,VII,IX,X,XII,XIV	0	0	0	0	0
Maruca	I,II	0	0	10	10	10
Maruca	IIIabcd	76	76	76	76	62
Maruca	IV	467	467	397	397	318
Maruca	V	10	10	9	9	7
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XII,XIV	10	10	0	10	8
Maruca azul	III	10	10	10	10	8
Maruca azul	II,IV,V	10	10	9	9	7
Pejerrey	III, IV	1.388	1.388	1.180	1.180	1.180
Total		3.862	3.862	3.302	3.312	2.689

Fuente: elaboración propia apartir de reglamentos comunitarios.

Tabla 72 Cuotas de pesca de España en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Alfonsino	III,IV,V,VI,VII,VIII,IX,X,XI	0	0	74	74	74
Besugo	VI,VII,VIII	281	281	238	238	238
Besugo	IX	1.000	1.000	850	850	850
Besugo	X	10	10	10	10	10
Brótola	V,VI,VII	0	0	588	588	588
Brótola	VIII,IX	0	0	242	242	242
Brosmio	V,VI,VII	35	35	29	29	0
Granadero	VB,VI,VII	86	86	74	74	74
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	0	5.165	5.165	4.391
Marrajo	I, II, III, IV, V,VI,VII,IX,X,XII,XIV	0	0	0	0	0
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XII,XIV	4.124	4.124	0	4.124	3.299
Maruca azul	VI,VII,VIII,IX,X,XII,XIV	122	122	104	104	83
Reloj anaranjado	I,II,III,IV,V,VIII,IX,X,XI,XII,XIV	10	10	10	10	4
Reloj anaranjado	VI	10	10	10	10	6
Reloj anaranjado	VII	0	0	9	9	1
Sable negro	I,II,III,IV	185	185	173	173	173
Sable negro	VIII,IX,X	0	0	13	13	13
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	0	767	767	280
Tiburones	XII	0	0	169	169	69
Total		5.863	5.863	8.525	12.649	10.395

Tabla 73. Cuotas de pesca de Estonia en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Fletán negro	IIA,IV,VI	0	0	8	6
Granadero	VB,VI,VII	0	73	73	67
Maruca azul	VI,VII,VIII,IX,X,XII,XIV	0	5	5	4
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	10	10	4
Sable negro	V,VI,VII,XII	0	17	17	17
Total		0	105	113	98

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 74 Cuotas de pesca de Francia en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Alfonsinos	III,IV,V,VI,VII,VIII,IX,X,XI	0	0	20	20	20
Besugo	VI,VII,VIII	14	14	0	0	12
Brótola	I,II,III,IV	0	0	10	10	10
Brótola	V,VI,VII	0	0	356	356	356
Brótola	VIII,IX	0	0	15	15	15
Brótola	X,XII	0	0	0	0	10
Brosmio	I,II	0	0	0	0	7
Brosmio	I,II,XIV	10	10	10	10	0
Brosmio	IV	70	70	60	60	49
Brosmio	V,VI,VII	415	415	353	353	282
Granadero	I,II,IV,VA	14	14	14	14	14
Granadero	Vb,VI,VII	4.396	4.396	3.736	3.736	3.789
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	0	238	238	202
Marrajo	I, II, III, IV, V, VI, VII, IX, X, XII, XIV	0	0	0	0	0
Maruca	I,II	10	10	10	10	10
Maruca	IV	260	260	0	221	177
Maruca	V	10	10	0	9	7
Maruca	VI, VII, VIII, IX, X, XII, XIV	4.397	4.397	0	4.397	3.518
Maruca azul	II,IV,V	61	61	52	52	42
Maruca azul	VI,VII	0	0	0	0	1.897
Pejerrey	I,II	0	0	10	10	10
Pejerrey	III,IV	10	10	8	8	8
Pejerrey	V,VI,VII	10	10	9	9	9
Reloj anaranjado	I,II,III,IV,V,VIII,IX,X,XI,XII,XIV	0	0	52	52	23
Reloj anaranjado	VI	58	58	58	58	33
Reloj anaranjado	VII	1.019	1.019	866	866	147
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	2.788	2.788	2.775	2.775	1.014
Tiburones	XII	0	0	54	54	22
Sable negro	I,II,III,IV	10	10	10	10	5
Sable negro	V,VI,VII,XII	2.600	2.600	2.433	2.433	2.433
Sable negro	VIII,IX,X	0		31	31	31
Total		16.138	16.138	11.180	15.807	14.152

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 75 Cuotas de pesca de Irlanda en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Alfonsinos	III,IV,V,VI,VII,VIII,IX,X,XI	0	0	10	10	10
Besugo	VI,VII,VIII	10	10	9	9	9
Brótola	V,VI,VIII	0	0	260	260	260
Brosmio	V,VI,VII	0	0	34	34	27
Granadero	VB,VI,VII	346	346	294	294	299
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	0	10	10	9
Marrajo	I, II, III, IV, V,VI,VII,IX,X,XII,XIV	0	0	0	0	0
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XII,VIX	1.102	1.102	0	1.102	882
Maruca azul	II,IV,V	10	10	9	9	7
Maruca azul	VI,VII	10	10	9	9	7
Pejerrey	V,VI,VII	441	441	0	375	378
Pejerrey	III,IV	10	10	0	8	8
Reloj anaranjado	VI	10	10	10	10	6
Reloj anaranjado	VII	300	300	255	255	43
Reloj anaranjado	I,II,III,IV,V,VIII,IX,X,XI,XII,XIV	0	0	14	14	6
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	0	448	448	164
Tiburones	XII	0	0	10	10	4
Sable negro	V,VI,VII,XII	93	93	87	87	87
Total		2.332	2.332	1.459	2.944	2.206

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 76 Cuotas de pesca de Letonia en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Granadero	VB,VI,VII	0	32	32	0
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	83	83	71
Sable negro	V,VI,VII,XII	0	113	113	113
Total		0	228	228	184

Tabla 77 Cuotas de pesca de Lituania en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Fletán negro	IIa,IV,VI	0	0	8	6
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	10	10	9
Granadero	Vb,VI,VII	0	131	131	87
Maruca azul	VI,VII	0	1	1	2
Sable negro	V,VI,VII,XII	0	1	1	1
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	10	10	4
Total		0	153	161	109

Tabla 78 Cuotas de pesca de Países Bajos en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Maruca	IV	10	10	0	8	7
Pejerrey	I,II	0	0	25	25	25
Pejerrey	III,IV	65	65	55	55	55
Pejerrey	V,VI,VII	4.971	4.971	4.225	4.225	4.225
Total		5.046	5.046	4.305	4.313	4.312

Tabla 79 Cuotas de pesca de Polonia en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2004	2005	2006	2007
Fletán negro	II,IV,VI	0	0	0	6
Granadero	Vb,VI,VII	0	676	676	44
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	1.616	1.616	1.374
Maruca azul	VI,VII	0	1	1	1
Sable negro	V,VI,VII,XII	0	1	1	0
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	10	10	4
Total		0	2.304	2.304	1.429

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 80 Cuotas de pesca de Portugal en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Alfonsinos	III,IV,V,VI,VII,VIII,IX,X,XI	0	0	214	214	214
Besugo	IX	271	271	230	230	230
Besugo	X	1.116	1.116	1.116	1.116	1.116
Brótola	VIII,IX	0	0	10	10	10
Brótola	X,XII	0	0	43	43	43
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XIIIV,XIV	10	10	0	10	8
Reloj anaranjado	I,II,III,IV,V,VIII,IX,X,XI,XII,XIV	0	0	0	0	7
Reloj anaranjado	I,II,III,IV,V,VIII,IX,X,XI,XII,XIV	0	0	16	16	0
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	0	0	0	381
Tiburones	X	0	0	14	14	20
Sable negro	VIII,IX,X	0	0	3.956	3.956	3.956
Sable negro	CPACO 3412	4.000	4.000	4.285	4.285	4.285
Total		5.397	5.397	9.884	9.894	10.255

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 81 Cuotas de pesca de Reino Unido en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Alfonsinos	III,IV,V,VI,VII,VIII,IX,X,XI	0	0	10	10	10
Besugo	VI,VII,VIII	0	0	30	30	0
Besugo	X	10	10	10	10	10
Bromsio	I,II	0	0	0	0	7
Bromsio	I,II,XIV	10	10	10	10	0
Bromsio	IV	150	150	128	128	104
Bromsio	V,VI,VII	200	200	178	178	136
Brótola	I,II,III,IV	0	0	16	16	16
Brótola	V,VI,VII	0	0	814	814	814
Brótola	X,XII	0	0	10	10	10
Granadero	I,II,IV,VIa	2	2	2	2	2
Granadero	Vb,VI,VII	258	258	219	219	222
Granadero	VIII,IX,X,XII,XIV	0	0	21	21	18
Marrajo	I, II, III, IV, V,VI,VII,IX,X,XII,XIV	0	0	0	0	0
Maruca	I,II	0	0	0	10	10
Maruca	III	0	0	0	0	0
Maruca	IIIabcd	10	10	0	10	8
Maruca	IV	3.590	3.590	0	3.052	2.440
Maruca	III,IV	0	0	0	0	0
Maruca	V	10	10	0	9	7
Maruca	VI,VII,VIII,IX,X,XIV	5.063	5.063	0	0	4.050
Maruca azul	II,IV,V	37	37	31	31	25
Maruca azul	VI,VIII	709	709	603	603	482
Pejerrey	I,II	0	0	50	50	50
Pejerrey	III,IV	25	25	0	21	21
Pejerrey	V,VI,VII	349	349	0	297	297
Reloj anaranjado	I,II,III,IV,V,VIII,IX,X,XI,XII,XIV	0	0	10	10	4
Reloj anaranjado	VI	10	10	10	10	6
Reloj anaranjado	VII	10	10	9	9	1
Tiburones	V,VI,VII,VIII,IX	0	0	1.538	1.538	562
Tiburones	XII	0	0	10	10	4
Sable negro	V,VI,VII,XII	185	185	173	173	173
Sable negro	I,II,III,IV	10	10	10	10	5
Total		10.628	10.638	3.892	7.291	9.494

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Tabla 82 Cuotas de pesca de Suecia en aguas profundas por especie y áreas de pesca (t)

Especie	Áreas ICES	2003	2004	2005	2006	2007
Brosmio	III	10	10	10	10	8
Brosmio	IV	10	10	9	9	7
Granadero	III	91	91	77	77	52
Marrajo	I, II, III, IV, V, VI, VII, IX, X, XII, XIV	0	0	0	0	0
Maruca	III	30	30	0	30	24
Maruca	IV	20	20	0	17	14
Maruca azul	III	10	10	0	0	8
Pejerrey	III, IV	54	54	0	46	46
Total		225	225	96	189	159

Fuente: elaboración propia a partir de reglamentos comunitarios.

Apéndice 4. *Capturas mundiales en
Alta Mar por principales países y
zonas de pesca FAO*

Tabla 83 Capturas mundiales en Alta Mar por principales países y zonas FAO (media en miles de t) Fuente: elaboración propia a partir de SAUP.

ÁREA FAO 21		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área	ÁREA FAO 27		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área	ÁREA FAO 47		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área
URSS/Fed.Rusia	40,045	28,04	8,704	5,28	Noruega	118,127	28,26	121,118	27,60	Namibia	0,001	0,00	83,892	28,45			
Canadá	45,509	31,87	17,022	10,33	URSS/Fed.Rusia	141,179	33,77	75,605	17,23	Japón	34,536	22,25	51,513	17,47			
Estados Unidos	1,337	0,94	65,064	39,49	Islas Feroe	8,741	2,09	52,687	12,04	URSS/Fed.Rusia	52,497	33,83	38,288	12,98			
Portugal	9,645	6,75	11,412	6,93	Portugal	46,270	11,06	40,867	9,31	Ucrania	0,000	0,00	34,379	11,66			
España	20,291	14,21	24,189	14,68	España	51,483	12,31	30,286	6,90	China, Taiwan	17,543	11,30	31,408	10,65			
Francia	2,284	1,60	0,000	0,00	Islandia	3,631	0,86	28,782	6,56	Sudáfrica	16,716	10,77	16,539	5,61			
Islas Feroe	5,071	3,55	9,364	5,68	R.Unido	10,832	2,59	14,849	3,38	Estonia	0,000	0,00	13,656	4,63			
Noruega	2,151	1,51	3,988	2,42	Francia	7,178	1,72	13,303	3,03	España	11,218	7,23	13,441	4,56			
Islandia	0,000	0,00	9,360	5,68	Alemania	18,724	4,47	8,902	2,03	Portugal	2,500	1,61	4,063	1,38			
Japón	2,769	1,94	2,289	1,39	Dinamarca	3,959	0,95	2,476	0,56	Polonia	4,863	3,13	1,112	0,38			
Total Área	142,803		164,772		Total Área	418,000		438,900		Total Área	155,184		294,889				
Área Fao 51		1977-1983	%/Área	1995-2001	%/Área	Área Fao 57		1977-1983	%/Área	1995-2001	%/Área	Área Fao 71		1977-1983	%/Área	1995-2001	%/Área
India	50,015	16,90	166,802	18,94	Indonesia	49,485	27,34	219,661	37,15	Filipinas	277,106	45,58	436,533	28,46			
Pakistán	66,429	22,46	102,805	11,67	Sri Lanka	42,526	23,50	105,793	17,89	Indonesia	106,227	17,47	345,149	22,50			
España	0,005	0,00	98,575	11,19	Tailandia	17,797	9,84	80,042	13,54	Japón	106,960	17,59	143,336	9,34			
Irán	11,510	3,89	102,585	11,65	Japón	16,397	9,06	22,310	3,77	Tailandia	58,643	0,00	94,397	6,15			
Maldivas	17,111	5,79	97,833	11,11	India	14,712	8,13	60,240	10,19	China, Taiwan	4,547	0,75	169,415	11,04			
Francia	2,771	0,94	59,610	6,77	Malasia	8,084	4,47	48,799	8,25	Estados Unidos	14,130	2,32	109,076	7,11			
China, Taiwan	13,288	4,49	85,695	9,76	China, Taiwan	8,997	4,97	25,355	4,29	Rep.Corea	9,695	0,00	94,653	6,17			
Japón	18,225	6,16	21,398	2,43	Rep.Corea	10,687	5,91	0,008	0,00	Malasia	7,691	1,27	73,401	4,78			
Rep.Corea	35,397	11,97	11,419	1,29	Australia	11,006	6,08	13,972	2,36	Singapur	5,788	0,95	3,303	0,22			
URSS/Fed.Rusia	25,739	8,70	0,000	0,00	P.Bajos	0,001	0,00	4,088	0,00	Vanuatu	0,002	0,00	21,537	1,40			
Total Área	295,779		880,240		Total Área	180,952		591,330		Total Área	607,934		1.533,999				
ÁREA FAO 77		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área	ÁREA FAO 81		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área	ÁREA FAO 87		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área
México	120,329	24,66	288,294	32,06	N. Zelandia	27,117	20,77	93,333	38,47	Chile	421,025	34,10	1.058,850	48,65			
Japón	98,764	20,24	265,124	29,48	Ucrania	0,000	0,00	46,564	19,19	Perú	249,356	20,20	604,810	27,79			
Rep.Corea	18,923	3,88	93,763	10,43	Japón	31,518	24,14	41,187	16,98	Ecuador	304,955	24,70	313,659	14,41			
Estados Unidos	200,471	41,08	58,965	6,56	Australia	9,955	7,62	21,816	8,99	Colombia	2,620	0,21	44,900	2,06			
Venezuela	3,949	0,81	50,822	5,65	Rep.Corea	18,012	13,80	18,880	7,78	Panamá	6,367	0,52	7,697	0,35			
Vanuatu	0,000	0,00	33,031	3,67	China, Taiwan	11,856	9,08	11,333	4,67	Cuba	47,005	3,81	0,006	0,00			
China, Taiwan	13,565	2,78	23,356	2,60	URSS/Fed.Rusia	29,909	22,91	4,152	1,71	Venezuela	7,421	0,00	21,968	1,01			
España	4,574	0,94	17,086	1,90	Noruega	0,000	0,00	3,503	1,44	URSS/Fed.Rusia	138,842	11,25	0,000	0,00			
Panamá	10,710	2,19	16,775	1,87	Polonia	1,967	1,51	1,619	0,67	Japón	17,293	1,40	32,260	1,48			
Polinesia	0,002	0,00	11,113	1,24	Estados Unidos	0,002	0,00	0,000	0,00	Rep.Corea	3,827	0,31	15,287	0,00			
Total Área	487,959		899,228		Total Área	130,558		242,603		Total Área	1.234,437		2.176,409				
ÁREA FAO 31		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área	ÁREA FAO 34		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área	ÁREA FAO 41		1977-1983	%/área	1995-2001	%/área
Venezuela	35,448	42,10	60,848	51,31	España	73,404	21,90	77,363	22,88	Argentina	45,845	17,99	150,395	22,15			
México	19,781	23,49	20,148	16,99	Ghana	18,427	5,50	66,542	19,68	China, Taiwan	4,856	1,90	138,363	20,38			
Cuba	4,964	5,90	7,254	6,12	Francia	51,949	15,50	46,156	13,65	Rep.Corea	4,340	1,70	124,067	18,27			
China, Taiwan	6,308	7,49	5,197	4,38	Japón	14,812	4,42	16,381	4,84	Brasil	55,139	21,64	72,249	10,64			
Estados Unidos	5,580	6,63	4,528	3,82	China, Taiwan	1,661	0,50	13,150	3,89	Japón	2,003	2,37	69,700	10,26			
Colombia	0,933	1,11	3,059	2,58	Panamá	3,145	0,94	11,160	3,30	Uruguay	36,118	14,17	36,768	5,41			
Barbados	3,016	3,58	2,962	2,50	URSS/Fed.Rusia	90,860	27,10	9,811	2,90	España	2,286	2,71	35,100	5,17			
Trinidad y Tobago	1,148	1,36	2,817	2,38	Marruecos	4,331	1,29	8,809	2,60	China	0,000	0,00	28,243	4,16			
Japón	2,437	2,89	2,321	1,68	Costa de Marfil	16,683	4,98	6,611	1,95	URSS/Fed.Rusia	16,636	6,53	5,645	5,76			
Rep.Corea	1,953	2,32	0,292	0,32	Rep.Corea	28,383	8,47	0,000	0,00	Islas Malvinas	0,000	0,00	4,532	0,67			
Total Área	84,193		118,593		Total Área	335,238		338,180		Total Área	254,853		679,022				

Apéndice 5. *Nombres comunes y denominación científica de las especies empleadas para la reconstrucción estadística de las capturas y el cómputo del índice trófico marino, índice de pesquerías en balance y capacidad de carga para la pesca de bajura y litoral en la plataforma continental de Galicia*

Tabla 84 Nombre común y denominación científica de las especies comerciales capturadas en la plataforma continental de Galicia

Nombre gallego	Nombre científico	Nombre español	Nombre gallego	Nombre científico	Nombre español
Abadexo	<i>Pollachius pollachius</i>	Abadejo	Longueirón	<i>Ensis siliqua</i>	Muergo
Acedía	<i>Pegusa lascaris</i>	Acedía	Longueirón vello	<i>Solen marginatus</i>	Longueirón
Agulla	<i>Belone belone</i>	Aguja	Lumbringante	<i>Homarus gammarus</i>	Bogavante
Alcrique	<i>Scomberesox saurus</i>	Paparda	Lura	<i>Loligo vulgaris</i>	Calamar europeo
Ameixa babosa	<i>Venerupis pullastra</i>	Almeja babosa	Maragota	<i>Labrus bergilta</i>	Gallano moteado
Ameixa bicuda	<i>Venerupis aurea</i>	Almeja bicuda	Marraxo azul	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Marrajo
Ameixa fina	<i>Ruditapes decussatus</i>	Almeja fina	Marraxo sardiñeiro	<i>Lamna nasus</i>	Marajo sardinero
Ameixa rubia	<i>Venerupis rhomboides</i>	Almeja rubia	Maruca	<i>Molva molva</i>	Maruca
Ameixa xaponesa	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Almeja japonesa	Melga	<i>Squalus acanthias</i>	Galludo
Anguía	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	Melgacho	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Pintarroja
Argazo	<i>Laminariaceae</i> [†]	Kombú	Melva	<i>Auxis rochei rochei</i>	
Argazo bravo	<i>Saccorhiza polyschides</i>		Merlán	<i>Merlangius merlangius</i>	Merlán
Arola	<i>Lutaria lutaria</i>		Mero	<i>Polyprion americanus</i>	Cherna
Atún patudo	<i>Thunnus obesus</i>	Patudo	Miñoqa de area	<i>Arenicola marina</i>	
Atún vermello	<i>Thunnus albacares</i>	Atún rojo	Miñoqa de tubo	<i>Diopatra neapolitana</i>	
Bacallao	<i>Gadus morhua</i>	Bacalao	Morea	<i>Muraena helena</i>	Morena
Bacoreta	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Bacoreta	Morruncho	<i>Ostrea plicata</i>	
Barbada de area	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Bertorela	Muxo	<i>Mugilidae</i> [†]	Galua/Galupe/ Múgil común
Barbo común	<i>Barbus barbus</i>	Lota	Navalla	<i>Ensis arcuatus</i>	Navaja
Berberecho	<i>Cerastoderma edule</i>	Berberecho	Nécora	<i>Necora puber</i>	Nécora
Bertorella de lama	<i>Phycis blennoides</i>	Brótola de fondo	Ollomol	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besugo
Bertorella de rocha	<i>Phycis phycis</i>	Brótola de roca	Ortiguilla de mar	<i>Anemonia sulcata</i>	
Bocarte	<i>Engraulis encrasicolus</i>		Ostra plana/rizada	<i>Ostrea edulis</i> [§]	Ostión u ostra japonesa
Boga	<i>Boops boops</i>	Boga	Ourizo	<i>Paracentrotus lividus</i>	Erizo
Boi	<i>Cancer pagurus</i>	Buey de mar	Palometón	<i>Lichia amia</i>	Palometón
Bolos	<i>Ammodytidae</i> [†]	Lanzón	Pancho bicudo	<i>Pagellus acarne</i>	Aligote
Bonito alistado	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Listado	Patulate	<i>Liocarcinus depurator</i>	Falsa nécora
Bonito do Atlántico	<i>Sarda sarda</i>	Bonito	Peixe sabre	<i>Trichiurus lepturus</i>	Salema
Bonito do Norte	<i>Thunnus alalunga</i>	Bonito del Norte	Peixe sabre prateado	<i>Trichiurus lepturus</i>	Pez cinto
Bonito ollón	<i>Orcynopsis unicolor</i>	Tasarte	Peixe sapo	<i>Lophius budegassa</i>	Rape negro
Breca	<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca	Pencira	<i>Haliotis tuberculata</i> [†]	Oreja de mar
Burro	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Eglefino	Percebe	<i>Pollicepis pollicepis</i>	Percebe
Cabra de altura	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Gallineta	Pescada	<i>Merluccius merluccius</i>	Merluza
Cadelucha	<i>Donax trunculus</i>	Coquina	Piarda	<i>Atherinidae</i> [†]	Chucleto
Camarón común	<i>Palaemon serratus</i>	Camarón	Polbo	<i>Octopus vulgaris</i>	Pulpo
Camarón de poza	<i>Palaemon elegans</i>	Camarón	Polbo cabezón	<i>Eledone cirrhosa</i>	Pulpo blanco
Cangrexo común	<i>Carcinus maenas</i>	Cangrejo atlántico	Pota común-choupa	<i>Illex coindetii</i>	Volador
Cangrexo real	<i>Chaceon affinis</i>	Cangrejo	Pota pequena	<i>Todaropsis eblanae</i>	Pota costera
Carabineiro	<i>Plesiopeanaeus edwardsianus</i>	Carabineiro	Pota voladora	<i>Illex illecebrosus</i>	Pota
Caramuxo	<i>Littorina littorea</i>	Bígaro	Prago	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo
Cameiro	<i>Venus verrucosa</i>	Almeja vieja/ Escupina grabada	Prago semola	<i>Pagrus caeruleostictus</i>	Zapata
Carrapicho	<i>Chondrus crispus</i>	Carrapicho	Puntilla pequena	<i>Alloteuthis media</i>	Calamarín menor
Castañeta	<i>Brama brama</i>	Alfonsino-japuta	Quenlla	<i>Prionace glauca</i>	Tintorera
Cazón	<i>Galeorhinus galeus</i>	Cazón	Rabioso	<i>Glycimeris glycimeris</i>	Almendra de mar
Cazón liso	<i>Mustelus mustelus</i>	Musola	Raias	<i>Raja spp</i> [†]	Raya
Centola	<i>Maja squinado</i>	Centolla	Rapante	<i>Lepidorhombus spp.</i> [†]	Gallo
Chaparella	<i>Diplodus vulgaris</i>	Mojarra	Pota común-choupa	<i>Illex coindetii</i>	Volador
Choco	<i>Sepia officinalis</i>	Choco	Pota pequena	<i>Todaropsis eblanae</i>	Pota costera
Chopiño	<i>Sepiola rondeleti</i>	Globito	Rei	<i>Labrus bimaculatus</i>	Gallano
Choquiño picudo	<i>Sepia orbignyana</i>	Choquiño	Reló	<i>Dosinia exoleta</i>	Relej
Cigala	<i>Nephrops norvegicus</i>	Cigala	Reloxo prateado	<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	Reloj mediterráneo
Congro	<i>Conger conger</i>	Congrio	Reo	<i>Salmo trutta trutta</i>	Reo
Conguito	<i>Liocarcinus corrugatus</i>	Cangrejo de arrugas	Ripia	<i>Dicologlossa cuneata</i>	Lenguadillo
Cornicha	<i>Spisula solida</i>	Almeja blanca	Robaliza	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina o róballo
Corno	<i>Charonia rubicundoa</i>	Caracola	Robaliza de pintas	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Baila
Cornudas	<i>Sphyrna spp.</i> [†]	Cornudas	Rodaballo	<i>Psetta maxima</i>	Rodaballo
Correa	<i>Himantalia elongata</i>	Cinta	Saboga	<i>Sarpa salpa</i>	Salema
Corvina real	<i>Argyrosomus regius</i>	Corvina real			
Curuxo	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rémol			

Tabla 84 (cont.) Nombre común y denominación científica de las especies comerciales capturadas en la plataforma continental de Galicia

Nombre gallego	Nombre científico	Nombre español	Nombre gallego	Nombre científico	Nombre español
Dentón	<i>Dentex dentex</i>	Dentón	Salmonete de lama	<i>Mullus barbatus</i>	Salmonete de fango
Dentón ollón	<i>Dentex macrophthalmus</i>	Cachucho	Salmonete de rocha	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete de roca
Doncela	<i>Coris julis</i>	Galán	Sanmartiño	<i>Zeus faber</i>	Pez de San Pedro
Dourada	<i>Sparus aurata</i>	Dorada	Santiaguiño	<i>Scyllarus arctus</i>	Cigarra
Escachos	<i>Triglidae</i> *†	Aretes-rubio	Sardiña	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardina
Escarapote de pedra	<i>Scorpaena scrofa</i>	Cabracho	Sargo común	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo
Escarapote de pintas	<i>Scorpaena porcus</i>		Serrán cabra	<i>Serranus cabrilla</i>	Cabrachos/escarapotas/ Rascacios/escorporas
Escarpón	<i>Callionymus lyra</i>		Rascacio		Serrano imperial
Faneca	<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	Serrán riscado	<i>Serranus scriba</i>	Serrano imperial
Fideo de mar	<i>Codium tomentosum</i>		Solla	<i>Platichthys flesus</i>	Platija
Fodón	<i>Trisopterus minutus</i>		Sollo rei	<i>Acipenser icudo</i>	Esturión
			Tapa	<i>Zeugopterus punctatus</i>	Rapeta
Fogoneiro	<i>Polliachis virens</i>	Capellán			
Gamba branca	<i>Littorina littorea</i>	Carbonero	Tiburón raposo	<i>Alopias vulpinus</i>	Pez zorro
		Gamba del Atlántico	Touca	<i>Penaeus kerathurus</i>	Touca
Gato de mar	<i>Umbrina cirrosa</i>	Verrugato-negrilo	Trancho	<i>Sprattus sprattus</i>	Espadín
Golfo	<i>Undaria pinnatifida</i>	Golfo	Vello	<i>Symphodus cinereus</i>	Bodión
Lagosta	<i>Palinurus elephas</i>	Langosta	Vieira	<i>Pecten maximus</i>	Vieira
Lamprea de mar	<i>Petromyzon marinus</i>	Lamprea	Volandeira	<i>Aequipecten opercularis</i>	Golondrina
Lapas	<i>Patella spp</i> †	Lapa	Xarda	<i>Scomber japonicus</i>	Caballa
Leitura de mar	<i>Chlorophyceae</i>		Xarda pintada	<i>Scomber japonicus</i>	Estornino o caballa
Limanda	<i>Limanda limanda</i>	Limanda	Xuliana	<i>Lophius piscatorius</i>	Rape blanco
Linguado	<i>Solea solea</i>	Lenguado	Xurelo	<i>Trachurus trachurus</i>	Jurel
Lirpia raiada	<i>Microchirus variegatus</i>	Golleta	Zamborca	<i>Alosa alosa</i>	Sábalo

Fuente: elaboración propia a partir de Fishbase, PescadeGalicia, Villanueva *et al.* (1994,1994a), Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (2008) y MMAMM (2009).

Apéndice 6. *Reconstrucción estadística de las capturas por zonas ecogeográficas de la pesca de bajura y litoral en la plataforma continental de Galicia para el cómputo del índice trófico marino, índice de pesquerías en balance y capacidad de carga*

Tabla 85 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (kg)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Algas	Argazo	0	0	0	0	0	0	32.745	1.764	1.668	2.032
	Bicho	0	0	28	0	0	0	0	0	0	2
	Golfo	0	0	0	0	0	0	24.792	0	0	25.054
Cefalópodos	Conguito	46	240	557	138	136	78	208	331	429	517
	Lura	200.672	166.877	133.190	190.896	195.067	139.631	284.118	221.353	63.526	174.549
	Melva	3	0	2	1	0	0	0	0	0	0
	Pota pequena	1.137	3.249	2.976	3.945	6.062	5.290	6.802	12.088	12.126	10.592
Crustáceos	Camarón común	0	0	0	10.479	10.761	10.988	7.548	6.797	6.771	6.711
	Cangrexo común	0	0	0	0	0	0	0	3.146	1.950	0
	Caramuxo	255	107	226	390	626	360	151	74	828	0
	Carneiro	10.367	3.448	4.488	8.381	5.794	5.135	2.177	2.049	2.954	11.110
	Centola	8.820	10.028	11.209	11.482	10.082	6.250	13.964	38.201	37.467	21.112
	Choupa	7.226	2.275	2.821	3.206	2.634	1.750	4.570	11.319	12.107	18.535
	Cigala	119.156	160.522	71.721	106.966	67.184	85.701	118.588	144.940	88.639	148.803
	Corno	1.547	209	476	206	73	224	674	2.994	1.424	2.440
	Cornicha	567	574	563	347	58	2	131	10	48	158
	Gamba branca	1.994	7.535	28.203	6.261	1.432	912	74	10	0	0
	Lagosta	1	4	6	48	33	0	0	495	81	228
	Longueirón	1.241	15.944	2.123	124	1.845	0	878	2.132	3.987	4.298
	Longueirón vello	8.500	8.518	13.135	15.194	15.407	6.932	2.753	272	255	105
	Lumbringante	28	98	57	193	96	97	244	352	111	312
	Navalla	49.906	49.805	53.693	65.580	52.620	36.832	58.022	46.642	50.649	68.906
	Nécora	16.135	14.636	21.978	19.509	24.817	20.717	21.889	13.859	14.321	13.089
	Ostra	0	123	25	83	0	0	0	0	3.864	0
	Ourizo	237.271	274.693	123.677	190.933	140.314	52.938	166.045	192.299	147.699	202.618
	Patulate	0	0	586	1.050	2.071	229	1.642	1.735	1.307	1.245
	Percebe	75.803	93.120	75.738	80.397	67.367	71.317	91.682	87.737	76.468	76.594
Santiagoño	0	0	101	198	16	74	65	160	24	38	
Vieira	8	0	475	2.326	9.341	16.134	12.605	17.517	18.702	1.810	
^{3,25} Especies	Bocarte	21.661	0	0	0	0	0	960	730	5.036	6
	Boga	12.614	11.320	9.311	18.118	5.639	373	2.349	1.541	10.270	2.274
	Doncella	1	0	4	3	18	11	57	41	74	83
	Linguado	10.196	11.149	15.375	12.149	8.574	8.692	12.821	13.193	11.723	12.474
	Maragota	33.027	33.705	37.184	27.360	21.899	18.179	22.811	44.263	41.034	46.225
	Muxos	63	71	102	72	17	13	34	5.179	102	10.605
	Sáboga	0	0	0	219	1.036	1.528	2.688	2.499	10.031	6.358
	Sargo común	11.770	1.404	1.674	1.660	2.268	1.136	13.782	50.231	40.266	56.085
	Trancho	0	0	0	0	0	0	2.098	0	0	141

Tabla 85 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (kg) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
23.25	Especies	26.018	15.501	16.251	17.447	13.963	14.375	19.446	21.740	21.120	28.126
	Abadeixo	18.488	2.189	8.419	1.676	3.915	2.679	1.225	3.436	7.372	10.169
	Agulla	0	0	0	0	113.231	850	1.338	19.297	0	0
	Alcrique	0	4	44	42.158	25.251	19.708	20.676	14.512	42.994	18.859
	Anguía	142	56	42	100	120	110	45	36	69	33
	Bacallao	9	7	7	0	4	3	0	36	67	69
	Bacoreta	0	702	702	702	702	702	2.186	1.511	1.686	1.736
	Barbada da area	1.360	533	17	94	8	15	2.338	1.762	1.029	1.014
	Bertorella de lama	0	1	42	107	8	35	30	42	53	14
	Bertorella de rocha	82	50	198	30	100	106	200	10	0	0
	Bolos	12	9	7	6	4	8	255	268	466	3
	Breca	118.212	63.648	51.282	96.969	68.752	79.233	66.154	88.139	81.309	71.008
	Burro	4.533	8.865	39.874	50.758	35.517	40.362	62.168	123.787	177.891	169.274
	Cabra de altura	175.470	111.131	577	32.645	71.061	98.247	113.116	191.286	468.946	175.194
	Castañeta	4.379	647	480	12.731	12.937	15.438	441	2.750	11.132	43.489
	Castañeta vermella	279	574	479	1.100	703	658	2.403	2.688	1.904	1.822
	Cazón	112	126	147	323	178	290	67	65	269	918
	Cazón liso	33.631	20.034	11.297	22.612	45.250	62.594	52.457	58.792	41.230	59.040
	Choco	2.180	2.713	3.974	2.660	2.694	3.659	3.222	6.137	5.265	6.776
	Congro	0	0	0	0	0	0	606	750	927	342
	Cornudas	0	1.031	4.609	1.051	3.893	7.917	4.422	4.111	4.470	21.246
	Corvina real	6.118	1.629	2.667	3.021	2.309	2.840	1.901	2.301	2.616	1.432
	Curuxo	17.075	23.893	881	350	3.661	1.105	8.045	1.679	6.933	7.327
	Dourada	3.047	3.445	4.604	5.896	3.595	3.442	3.939	4.554	4.528	4.328
	Escachos	1	5	5.187	3.645	1.694	1.016	419	1.243	298	129
	Escarapote de pedra	117.793	152.633	251.708	185.728	158.944	180.456	180.178	92.987	210.112	202.749
	Faneca	1.055	960	1.133	1.165	993	1.660	4.090	3.814	2.138	0
	Fodón	20.954	15.627	24.447	30.218	22.682	23.683	32.312	23.842	16.748	18.675
	Fogoneiro	0	0	0	0	0	0	185	0	0	0
	Fusta	0	0	0	0	0	0	84.877	0	0	0
	Marraxo azul	1.870	2.802	1.298	1.121	2.136	1.596	911	1.154	1.040	1.943
	Marraxo sardiñeiro	1.254	1.254	2.848	3.387	3.147	2.087	1.543	462	440	429
	Maruca	0	0	0	4.342	0	0	160	2.956	3.744	2.160
	Melga	869	787	3.998	6.083	2.287	1.591	20.204	21.499	17.882	13.440
	Melgacho	0	0	980	280	2.155	15	9.635	55.213	58.375	46.840
	Melgas	0	0	0	72	31	42	54	134	134	78
	Merlán	361	440	218	248	1.006	1.541	781	3.341	3.560	5.620
	Ollomol	229	185	72	13	17	46	79	44	173	673
	Ovas de pescada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
	Palometón	522	746	426	626	1.036	32	34	342	1.148	1.870
	Pancho picudo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	321
	Peixe porco	0	0	0	454	1.231	211	49	116	0	92
	Peixe sabre	0	0	0	0	0	0	439	1.035	36.605	76.397
	Peixe sabre prateado	36.227	38.382	35.191	44.580	60.888	61.395	49.917	48.028	54.936	77.188
	Peixe sapo	27.330	29.391	17.543	10.798	5.563	9.552	9.402	12.477	16.421	27.604
	Pescada	356.718	329.779	227.647	246.847	308.407	474.133	444.304	190.586	239.171	288.187
	Polbo										

Tabla 85 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (kg) (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
>3.25 Especies	Prago	112	46	80	84	51	77	17	174	147	235	
	Quenlla	1.190.113	1.861.997	1.250.328	973.031	1.729.686	1.313.330	1.108.233	1.196.839	1.010.801	1.494.019	
	Raia	21.160	30.034	36.746	41.220	29.828	37.310	35.606	33.648	33.610	33.017	
	Rapante	12.089	12.814	18.277	9.859	17.065	21.919	21.750	18.065	18.073	18.011	
	Reo	17	31	0	18	0	1	34	39	25	6	
	Robaliza	22.798	23.106	32.787	21.062	14.192	6.107	30.143	28.935	23.466	44.843	
	Rodaballo	2.784	1.998	1.469	3.157	2.202	3.005	2.587	2.610	2.510	1.950	
	Salmonete de lama	1.442	1.474	1.607	1.184	1.148	1.183	2.214	2.459	1.547	2.058	
	Salmonete de rocha	935	1.054	1.735	3.977	3.845	4.147	1.663	1.202	926	3.987	
	Sanmartiño	314	401	395	1.186	1.103	1.648	1.586	1.905	1.872	2.222	
	Serrán cabra	4.158	2.062	2.554	3.150	9.058	13.304	7.086	5.851	1.647	6.477	
	Serrán riscado	588	283	1.229	556	627	786	971	721	332	405	
	Solla	7.666	3.305	3.695	5.962	4.809	2.263	4.004	4.525	3.642	1.844	
	Tiburón raposo	0	0	0	0	0	0	11.783	40.872	27.105	30.997	
	Xarda	478.596	512.517	550.329	372.233	616.493	656.722	403.758	1.892.632	3.242.274	1.848.122	
	Xuliana	0	0	0	4.582	9.043	3.706	1.891	794	5.768	2.442	
	Xurelo	387.688	292.561	390.544	465.402	27.260	669.740	1.105.919	260.681	459.538	607.459	
	Moluscos	Ameixa babosa	251.799	292.433	248.732	314.052	175.644	98.502	77.446	49.744	96.005	107.173
		Ameixa bicuda	0	27	170	218	130	102	16	0	0	0
		Ameixa fina	61.778	59.569	47.364	44.048	29.503	32.965	62.699	55.593	60.207	66.094
Ameixa xaponesa		14.189	32.823	32.238	42.337	38.648	112.767	165.784	254.976	359.175	429.732	
Ameixa rubia		59.529	59.423	74.192	107.233	64.223	83.582	87.494	74.252	169.926	214.265	
Berberecho		177.145	160.886	298.862	107.724	151.229	208.591	156.060	189.843	293.523	204.110	
Boi		320	0	2.432	706	4.326	8.741	7.159	11.198	9.810	10.118	
Mexillón		15.176.949	15.229.723	14.401.931	14.300.484	11.242.610	11.954.771	13.466.122	9.188.854	11.536.582	11.536.582	
Peneira		0	0	0	0	264	0	145	37	0	0	
Reló		17.723	36.599	16.293	95.317	139.392	92.394	78.067	64.752	48.744	0	
Reloxo prateado		22.453	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 86 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Algas	Golfo	0	0	0	0	0	0	924	44	0	1.447
Cefalópodos	Conguito	0	0	0	0	61	190	207	735	76	0
	Lura	78.374	61.276	53.764	49.769	50.980	49.747	120.878	47.989	14.240	11.576
	Pota común	331	8.684	11.086	17.340	10.684	2.172	216	0	0	0
	Pota pequena	44.534	44.585	44.707	44.534	44.534	44.534	110.449	43.921	13.333	10.614
	Pota voadora	0	0	0	0	0	0	1.028	0	0	0
Crustáceos	Boi	4	0	0	8	3	33	424	3.101	47	7
	Camarón común	0	0	0	448	3.405	17.733	21.192	14.790	11.642	12.181
	Cangrexo común	0	0	0	0	0	66	12	0	0	0
	Cangrexo real	0	0	0	0	19	0	0	6	0	0
	Carabineiro	0	0	0	0	254	1.142	115	49	8	54
	Centola	2.976	6.210	12.973	9.653	14.082	39.842	34.885	74.865	40.501	20.526
	Cigala	18.902	18.902	18.919	18.902	18.904	18.902	33.014	15.232	13.329	14.864
	Gamba branca	0	0	3.435	474	0	631	345	9	12	15
	Lagosta	0	0	0	0	1	2	4	2	11	0
	Longueirón	0	0	0	69	195	78	364	51	657	294
	Longueirón vello	0	1.265	2.129	303	315	0	704	302	0	0
	Lumbringante	0	0	0	3	10	74	66	19	22	12
	Morruncha	0	0	356	0	0	0	0	0	0	0
	Navalla	13.899	14.475	25.196	23.753	18.147	30.676	27.806	39.371	52.176	56.190
	Nécora	6.391	5.897	5.809	6.497	6.880	22.793	13.210	24.424	21.004	21.632
	Ostra	4.150	1.076	1.401	995	5.432	1.449	6.336	4.229	14.179	5.130
	Ourizo	12.668	10.746	15.502	40.164	33.989	2.250	19.253	31.250	12.142	10.406
Percebe	18.105	19.257	14.985	14.762	13.651	5.827	24.075	21.963	133.311	15.710	
<3.25> Especies	Bocarte	18.971	29.439	4.676	7.400	6.635	5.689	2.181	3.061	2.099	1.261
	Boga	50.198	10.074	3.580	7.868	16.466	2.031	2.284	9.865	9.016	38.470
	Doncella	8	68	354	429	611	335	135	29	0	421
	Linguado	15.076	13.725	16.271	14.426	12.570	11.552	17.216	10.504	13.893	11.537
	Maragota	86.494	83.680	79.410	70.370	62.762	39.520	41.276	41.068	43.434	53.078
	Muxos	17.956	3.488	2.431	2.188	2.505	935	1.396	800	936	2.200
	Sáboga	0	0	5.613	3.932	7.046	3.650	3.447	1.975	548	2.428
	Sardiña	2.331.162	1.656.922	1.240.363	2.150.934	788.384	994.721	1.566.711	1.032.343	866.153	784.809
	Sargo común	26.245	29.771	35.242	37.016	37.994	29.055	30.248	40.956	26.574	46.693
	Trancho	27	10	2.176	800	712	83	0	0	0	0

Tabla 86 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
>>25	Especies	7.553	4.228	11.308	11.319	6.961	7.496	9.168	9.610	9.517	8.032
	Agulla	145.245	3.408	675	2.445	4.155	1.770	2.115	2.062	2.142	2.440
	Alcrique	885	0	1.223	72	172	2.491	1.745	20.251	2.871	2.628
	Anguía	0	0	0	0	30	16	0	0	73	10
	Bacoreta	0	0	153	399	20	84	364	34	432	208
	Barbada da area	241	112	936	1.510	1.648	237	38.697	12.105	221	19
	Bertorella de lama	7.249	7.251	7.224	7.273	7.256	7.144	8.202	8.484	4.332	8.873
	Bolos	5.460	132.840	19.540	22.400	9.097	3.720	35.110	15.939	10.017	2.133
	Burro	48.181	17.213	5.196	4.871	9.066	2.508	2.591	5.913	12.726	19.478
	Cabra de altura	0	0	0	0	0	0	4.865	8.018	0	71
	Cazón	35.028	35.028	35.028	35.028	35.028	35.028	45.301	41.748	29.040	24.023
	Cazón liso	51.365	16.906	675	4.080	0	0	0	0	0	0
	Choco	107.066	92.504	75.386	60.276	58.432	60.309	85.096	89.457	78.810	109.833
	Choupa	11.075	16.267	19.886	23.191	34.127	19.660	23.371	19.574	5.420	16.666
	Cornicha	0	0	21	25	46	1.255	7.244	6.921	0	9.130
	Corvina real	0	0	29	33	1.341	807	475	936	273	82
	Congro	8.183	11.044	11.634	8.938	5.571	7.550	7.094	7.983	7.552	7.713
	Curuxo	6.046	1.625	1.823	1.750	1.542	1.570	1.709	1.011	1.414	693
	Dourada	633	252	211	277	154	180	74	168	197	243
	Escachos	106.476	109.683	109.871	110.157	109.343	105.445	113.976	102.215	115.154	96.189
	Escarapote de pedra	47.005	44.835	27.477	41.087	25.146	20.338	42.719	33.543	20.971	20.504
	Escarapote de pintas	0	0	0	121	5	5	1	0	0	0
f	Faneca	168.620	203.755	198.847	186.602	157.812	158.762	176.057	167.968	193.261	124.997
	Fodón	510	58	99	26	6	69	865	1.660	0	133
	Fogoneiro	38.529	13.763	6.335	3.147	3.301	3.015	1.137	340	0	0
	Limanda	0	19.838	2.718	15.568	0	7.650	10.725	17.905	0	0
	Limia rapada	0	0	0	0	0	0	97	997	0	0
	Marraxo sardiñeiro	0	0	0	0	0	36	22	0	0	0
	Maruca	3.056	3.056	3.056	3.056	3.056	3.056	339	3.603	1.614	6.668
	Melgacho	0	0	0	0	0	0	0	8	4.266	3.945
	Merlán	0	0	0	450	1.053	1.621	26.838	1.218	0	0
	Ollomol	3.467	3.422	4.315	4.365	3.490	2.939	1.988	2.391	4.619	4.415
	Pancho bicudo	102	348	329	61	516	1.962	1.578	854	1.496	486
	Peixe sabre	0	0	0	0	10	16	75	60	37	0
	Peixe sabre prateado	0	0	0	0	0	0	0	3.513	8.873	6.151
	Peixe sapo	133.687	133.885	133.851	133.603	133.700	133.834	99.177	108.752	151.754	175.202
	Pescada	166.983	163.055	160.863	168.004	156.341	166.317	111.641	137.609	248.954	241.191
	Polbo	510.999	566.270	526.834	504.595	647.100	693.481	938.289	352.346	273.975	338.492
	Polbo cabezón	204.431	205.123	203.001	199.902	216.444	202.555	229.825	185.238	198.187	204.088
	Prago	389.881	215.144	578	708	233	393	119	180	253	1.800

Tabla 86 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
>3.29 Especies	Raia	17.144	22.046	21.919	24.273	29.261	31.353	30.328	20.872	13.355	11.650
	Rapante	137.260	137.290	137.706	137.370	137.377	137.270	124.653	122.106	161.183	140.252
	Robaliza	7.258	7.775	6.427	5.558	4.974	3.699	5.262	7.064	5.115	8.561
	Rodaballo	2.341	2.199	1.971	4.294	3.690	2.441	1.858	1.336	1.116	746
	Salmonete de rocha	1.754	2.391	4.323	2.428	1.334	1.493	3.434	3.387	3.541	11.324
	Sanmartiño	2.764	2.799	2.993	2.792	2.894	2.898	3.120	2.876	3.259	2.459
	Serrán cabra	0	0	0	624	333	83	196	301	402	400
	Serrán riscado	6.886	7.691	9.489	7.601	5.135	2.561	1.168	2.906	2.064	879
	Solla	1.292	1.190	1.409	3.671	3.860	940	3.894	1.072	863	1.382
	Xarda	3.390.604	2.524.033	2.121.674	506.772	805.700	1.263.275	391.122	672.573	1.006.303	1.745.499
	Xuliana	134.919	134.885	134.809	133.886	134.325	144.508	105.648	111.905	154.463	176.724
	Xurelo	3.467.110	1.471.737	1.415.279	1.457.499	679.220	691.304	1.229.005	513.491	968.408	876.866
	Moluscos	Ameixa babosa	43.785	1.955	89.038	117.064	153.865	169.067	154.555	52.508	25.410
Ameixa bicuda		0	0	0	0	0	0	0	0	0	507
Ameixa fina		146.363	1.277	132.222	236.613	251.057	255.514	143.965	68.933	55.258	25.153
Ameixa rubia		8.033	18.160	3.918	22.903	5.394	9.720	16.217	18.605	26.937	48.486
Ameixa xaponesa		0	0	588	1.667	3.071	45.997	34.453	54.867	130.128	61.091
Berberecho		28.193	1.966	155.026	105.417	193.251	212.490	176.713	181.291	296.582	139.207
Carneiro		129	1.103	487	1.236	644	348	941	1.322	1.458	1.852
Mexillón		10.840.678	10.878.374	10.287.093	10.214.631	8.030.436	8.539.122	9.618.658	6.563.467	8.240.416	8.240.416
Peneira		0	0	0	0	0	0	0	199	0	0
Reló		13.705	616	74.196	147.371	144.645	112.426	99.136	64.419	30.898	0
Reloxo prateado		8.379	21.892	0	0	128	205	315	194	18	69
Volandeira		0	154	5	128	0	0	0	0	0	100

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 87 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Algas	Choupa	0	0	0	0	0	0	0	3	146	13
	Golfo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51.073
	Chopiño	118.411	131.254	89.508	52.176	62.913	70.044	106.111	103.674	116.996	138.357
Cefalópodos	Conguito	23.194	2.411	7.607	6.178	21.393	3.426	7.765	6.533	4.929	6.360
	Lura	60.468	27.608	20.746	27.825	16.615	11.008	27.554	10.143	1.924	4.645
	Pota común	77.537	298.844	206.608	0	0	0	29.536	23.222	1.737	2.146
	Pota pequena	277.363	280.856	450.400	239.085	247.297	267.047	228.862	116.332	38.670	35.970
Crustáceos	Boi	1.895	1.282	1.434	626	3.518	1.598	2.725	2.612	3.080	2.613
	Camarón común	0	0	0	32.305	42.974	42.198	39.474	27.249	33.269	36.847
	Cangrexo común	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.930
	Cangrexo real	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
	Centola	54.193	51.400	58.477	51.069	56.439	77.652	84.290	80.271	95.122	57.960
	Cigala	27.603	22.831	13.625	16.291	4.784	1.239	1.823	913	1.049	1.123
	Gamba branca	17.253	26.917	29.236	9.147	5.521	1.134	531	1.553	702	60
	Lagosta	44	51	86	9	65	28	17	14	0	75
	Lagostino	0	2	3	2	3	63	11	3	43	111
	Longueirón	7.741	0	0	0	9.069	17.140	13.261	16.150	16.915	16.829
	Longuerión vello	8.011	2.855	14.913	627	1.303	793	420	77	115	0
	Lumbringante	3	4	281	254	298	145	333	220	77	209
	Navalla	10.943	23.266	18.128	22.045	14.536	11.680	26.075	28.046	31.881	35.333
	Nécora	33.675	35.299	31.067	30.628	31.037	38.182	44.493	41.080	30.734	35.580
	Ostra	12.979	4.801	12.886	4.150	1.429	6.012	15.150	6.595	5.408	1.347
	Ourizo	33.132	101.461	218.737	429	169.924	37.713	112.154	117.227	219.113	275.449
	Percebe	59.050	54.081	39.329	56.725	38.203	32.901	69.815	68.543	65.011	65.572
Santiaguíño	1	0	17	43	45	45	50	116	11	12	
Vieira	34.769	11.120	60.258	1.069	76.740	46.238	169.246	161.611	85.530	224.466	
Zamburiña	0	0	0	606	316	278	22	59	3.909	2.575	
<3.25> Especies	Bocarte	22.521	18.190	16.183	30.755	19.704	10.109	3.389	4.295	6.952	2.973
	Boga	60.832	53.486	54.977	59.518	53.877	9.867	29.188	24.187	59.917	49.463
	Doncella	711	681	2.247	5.585	3.268	2.479	1.856	2.777	2.753	1.238
	Linguado	25.212	22.621	20.581	11.443	13.880	11.170	17.408	15.554	22.002	23.340
	Maragota	37.806	38.148	37.096	37.082	38.918	42.782	48.172	47.723	50.458	54.347
	Muxos	10.445	21.138	12.434	6.513	4.090	8.739	8.789	22.888	11.148	15.304
	Sáboga	0	0	0	0	0	152	220	257	1.527	1.285
	Sardiña	1.743.144	1.687.611	1.805.943	2.011.058	1.496.519	1.823.898	3.037.807	4.100.107	3.652.549	3.593.376
	Sargo común	19.851	22.182	24.418	24.549	35.286	29.520	48.627	40.832	43.533	94.341
	Trancho	2.513	4	0	457	1.486	1.700	1.015	753	86	38

Tabla 87 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
f	>1.25 Especies	Abadeixo	51.629	27.034	41.370	36.254	32.451	53.088	69.485	69.061	63.706	63.032
	Agulla	1.216	25	1.450	2.687	1.595	628	3.582	838	891	680	
	Alcrique	275	0	472	0	0	0	0	88.769	1	0	
	Anguía	9.767	6.849	17.202	7.438	13.562	11.171	10.997	8.861	9.706	3.787	
	Bacallao	6	1	55	340	290	0	0	0	0	0	
	Bacoreta	9.676	5.837	8.588	0	0	37.155	38.149	168.640	168.126	80.720	
	Barbada da area	848	553	564	2.539	1.332	894	1.779	2.613	4.641	6.116	
	Bertorella de lama	552	672	1.516	955	1.943	2.194	1.268	1.475	1.189	702	
	Bolos	175.824	257.157	798.119	114.220	139.699	106.109	117.633	262.007	220.997	13.434	
	Cabra de altura	19.072	24.164	20.073	0	66	94	193	92	334	613	
	Castañeta vermella	7.351	3.675	3.447	3.064	1.965	5.534	5.913	5.195	11.948	6.505	
	Cazón	55	168	98	884	801	833	1.518	1.273	1.736	2.224	
	Choco	134.439	101.412	101.421	79.302	93.885	114.601	152.866	127.001	175.110	184.394	
	Corvina real	0	0	0	0	235	726	166	1.093	314	401	
	Congro	280.711	270.432	292.884	293.720	203.886	187.255	315.121	338.934	366.778	417.637	
	Curuxo	8.244	6.604	6.816	4.145	8.612	8.315	8.645	6.129	7.571	5.495	
	Dentón	0	0	0	13	34	45	58	337	81	67	
	Dourada	642	939	481	597	1.567	1.308	1.168	1.334	1.134	2.116	
	Escachos	68.637	61.130	97.352	50.250	45.425	40.116	64.371	60.223	52.606	40.464	
	Escarapote de pedra	9	0	0	494	2.107	4.151	3.083	4.483	12.410	17.285	
	Escarapote de pintas	0	0	0	0	20	43	20	48	40	272	
	Faneca	282.612	358.928	534.704	271.070	220.589	224.670	231.946	221.700	256.435	202.188	
	Escarpón	0	0	0	0	0	0	2.468	2.462	2.450	1.618	
	Fodón	10	0	0	0	0	0	0	10	0	0	
	Fogoneiro	0	75	50	0	0	0	0	0	0	0	
	Marraxo azul	0	0	0	0	0	0	56	0	0	0	
	Marraxo sardiñeiro	5.044	1.249	1.193	2.280	1.484	855	1.102	1.063	1.312	325	
	Maruca	9	9	0	38	165	29	44	31	10	171	
	Melga	0	0	0	0	0	10	3	0	3	17	
	Melgacho	8.138	10.568	7.909	5.711	3.714	2.062	1.628	1.379	2.663	1.691	
	Mero	1.344	896	1.608	3.544	3.222	4.002	2.435	2.983	6.022	7.670	
	Ollomol	16.841	19.115	17.163	9.497	18.489	8.950	16.604	14.991	14.527	14.707	
	Ovas de pescada	441	351	250	100	200	267	299	721	1.199	1.124	
	Pancho bicudo	1.348	2.773	2.633	1.026	2.696	1.654	777	1.120	1.856	5.287	
Peixe sabre	80	25	0	0	0	0	0	0	0	0		
Peixe sabre prateado	8.180	9.637	6.016	4.596	1.804	982	2.885	1.429	2.576	2.345		
Peixe sapo	140.240	130.282	91.547	41.294	53.871	136.095	95.295	89.059	123.047	132.539		
Pescada	82.377	75.765	64.483	64.579	72.247	93.777	101.546	192.131	359.957	486.759		
Polbo	1.022.337	1.071.194	566.481	448.691	610.322	688.748	812.079	325.473	424.424	498.425		
Polbo cabezón	116.847	126.882	131.315	92.346	156.984	144.614	93.142	80.674	69.866	74.556		
Prago	1.607	1.236	984	1.011	1.504	1.926	1.657	1.269	1.547	1.620		
Quenlla	18.000	49.878	47.127	11.512	2.758	14.765	20.238	46.153	16.658	1.169		

Tabla 87 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (excepto túnidos) (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
>3,25 Especies	Raia	92.493	930.649	80.990	96.552	87.678	101.216	120.838	112.920	107.415	124.977
	Rapante	36.953	30.330	35.437	14.263	19.398	27.618	20.758	19.045	19.805	17.225
	Robaliza	32.498	38.883	33.551	23.805	22.556	18.630	34.073	39.104	36.785	38.117
	Rodaballo	7.847	8.021	7.512	10.934	17.564	13.491	13.074	9.305	8.377	8.067
	Salmonete de lama	15	51	2	13	0	1	15	0	2	0
	Salmonete de rocha	3.598	3.798	10.701	6.996	4.238	3.729	9.464	7.026	5.508	13.349
	Sanmartiño	7.727	8.110	12.102	6.019	13.323	12.007	16.633	7.499	9.801	8.013
	Serrán cabra	3.200	124	15	8.536	9.818	9.396	10.819	11.786	8.062	11.170
	Serrán riscado	0	0	0	80	7.070	5.301	10.296	7.771	8.575	0
	Solla	6.229	4.121	5.509	10.575	12.114	6.594	14.533	3.973	3.933	3.786
	Tiburón raposo	0	0	0	0	0	0	723	153	382	0
	Vello	1.003	1.514	815	1.143	653	621	556	391	410	176
	Xarda	1.177.845	1.905.464	2.118.785	1.233.479	3.270.177	1.611.521	1.802.071	3.162.294	3.836.316	2.503.420
	Xarda pintada	201.902	62.125	108.688	100.537	204.975	0	0	706.950	1.201.008	2.450.066
	Xuliana	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Xurelo	12.669.181	8.184.746	8.087.375	6.193.198	5.766.625	5.718.177	8.515.906	6.024.181	4.936.947	8.118.166
	Moluscos	Ameixa babosa	1.288.233	1.385.527	780.404	626.358	671.765	529.915	507.113	419.021	459.580
Ameixa bicuda		33.287	15.614	9.212	11.161	14.476	14.992	14.219	21.373	35.282	25.089
Ameixa fina		463.824	509.932	421.146	262.189	258.634	304.941	301.487	228.854	247.517	343.510
Ameixa rubia		230.092	277.783	371.462	378.249	316.791	149.834	159.548	260.748	370.071	414.142
Ameixa xaponesa		619.284	626.947	651.843	331.804	435.834	420.052	442.171	475.240	551.221	1.302.768
Berberecho		1.228.618	1.818.411	1.293.934	693.151	2.253.676	1.676.697	1.646.612	1.776.963	900.987	2.128.096
Caramuxo		589	274	165	646	276	149	552	490	87	114
Choupa		29.312	30.999	32.572	33.354	32.389	23.199	26.436	28.160	26.870	26.225
Cornicha		0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Lapas		0	0	545	0	0	0	0	402	0	0
Mexillón		196.396.949	197.079.871	186.367.839	185.055.071	145.484.725	154.700.428	174.258.029	118.908.143	149.288.867	149.288.867
Puntilla pequena		1.286	3.738	1.131	506	786	2	491	0	441	37
Rabioso		10	83	0	0	0	0	0	0	4	0
Reló		1.128.734	1.324.325	992.340	1.181.570	1.364.468	1.329.521	1.370.223	1.265.701	356.200	66.777
Volandeira		34.017	124.731	50.362	58.597	39.585	31.955	32.050	16.685	192.149	225.472
Zamborca		392	146	243	283	202	0	0	0	0	0

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 88 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Algas	Touca	0	0	0	0	0	0	0	632	1.223	432
Cefalópodos	Chopiño	35.414	30.306	15.007	12.892	9.305	5.720	46.730	55.156	10.289	10.380
	Conguito										
	Lura	4.356	1.142	2.030	1.625	1.590	202	678	865	103	40
	Pota pequena	12.510	20.935	15.386	28.225	33.796	21.171	23.945	17.095	7.287	3.355
Crustáceos	Boi	261	153	168	204	89	36	203	191	194	144
	Camarón común	0	0	0	60	25	186	13	3	5	21
	Centola	9.534	8.940	14.522	7.628	4.163	7.819	7.398	13.718	22.642	10.026
	Cigala	15.427	9.092	5.327	3.142	2.936	999	606	86	44	12
	Gamba branca	2.025	2.726	1.129	63	53	0	63	76	6	13
	Lagosta	0	13	80	1	23	0	7	4	54	47
	Longueirón	0	0	0	0	0	0	5.070	2.338	1.102	98
	Lumbringante	15	2	20	7	45	11	2	1	17	47
	Navalla	496	1.323	417	0	994	1.754	1.760	4.140	2.352	6.835
	Nécora	303	491	414	0	372	213	49	13	400	333
	Ostra	10.632	9.646	4.556	1.934	3.146	3.192	2.368	8.832	6.840	993
	Ourizo	69.650	107.553	10.300	11.100	25.110	7.200	34.172	54.963	40.500	57.360
	<3.25 Especies	Bocarte	16.005	55.505	949	1.411	3.591	8.737	911	923	1.070
Boga		101.501	128.287	79.795	108.708	90.983	31.149	113.135	83.318	185.202	242.766
Doncella		529	614	2.853	428	473	75	314	263	260	154
Linguado		7.580	6.103	9.635	5.007	1.975	1.459	2.783	3.849	4.059	2.720
Maragota		16.920	21.217	29.392	17.292	12.251	7.881	12.149	9.153	11.690	14.108
Muxos		2.973	3.902	6.760	24.044	3.634	240	705	3.580	240	6.996
Sáboga		810	409	2.753	6.229	705	10	0	125	0	2.850
Sardiña		992.555	392.703	354.612	1.528.961	1.556.601	1.963.876	2.939.435	3.189.031	3.818.809	3.403.041
Sargo común		18.399	14.974	59.458	26.356	44.248	5.420	8.756	7.842	10.825	22.259
>3.25 Especies		Abadeixo	19.693	10.347	29.366	10.892	5.356	10.763	11.204	8.739	12.908
	Agulla	3.041	1.383	4.430	276	4.477	5.260	2.790	5.815	20	5.860
	Alcrique	0	150	0	0	0	0	9.658	0	0	375
	Barbada da area	440	74	106	230	1.482	360	2.315	2.615	1.015	1.915
	Bertorella de lama	17	283	563	665	1.771	1.016	76	84	73	45
	Bolos	0	100	530	297	90	35	0	0	3.010	2.450
	Cabra de altura	204	245	386	856	381	726	202	127	262	127
	Castañeta	0	0	0	0	0	0	5	1	232	0
	Castañeta vermella	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0
	Cazón	3.453	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Choco	6.817	0	0	0	5	1.161	6.087	3.962	123	0
	Congro	88.436	72.622	76.580	58.990	62.152	32.853	107.360	60.665	34.490	18.694
	Curuxo	2.204	1.316	1.247	829	676	590	1.026	586	794	653
	Dourada	476	4.374	139	312	91	81	35	22	69	59
	Escachos	28.469	22.952	33.913	37.788	23.611	60.410	58.982	81.355	66.690	14.905

Tabla 88 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
>3.25	Especies	28.469	22.952	33.913	37.788	23.611	60.410	58.982	81.355	66.690	14.905
f	Escapote de pedra	457	803	1.542	1.269	426	175	331	88	276	274
	Faneca	191.293	164.297	416.814	172.200	87.543	86.376	120.713	110.555	71.175	48.745
	Fodón	543	364	60	1.955	1.093	740	1.710	365	125	30
	Marraxo azul	10	0	0	0	0	0	1.565	0	0	0
	Marraxo sardiñeiro	140	140	920	1.438	531	179	0	0	0	0
	Maruca	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2
	Melgacho	8.887	7.016	6.349	7.307	5.712	3.900	4.538	6.730	11.379	5.863
	Mero	951	513	84	607	341	42	15	29	210	428
	Morea	0	10	20	0	0	0	0	0	0	0
	Ollomol	3.857	3.857	9.899	17.109	10.926	2.677	5.764	3.003	3.482	2.828
	Ovas de pescada	24	5.131	169	106	245	112	223	270	127	6.406
	Pancho bicudo	6.111	2.246	2.195	10.455	24.753	391	693	2.164	2.002	3.169
	Peixe sabre prateado	0	0	0	0	0	0	400	0	0	70
	Peixe sapo	31.277	31.007	14.305	12.244	21.897	59.454	23.151	14.541	32.792	22.525
	Pescada	101.644	58.178	99.664	78.227	44.667	114.011	92.638	92.876	127.433	135.797
	Piardas	3.240	4.672	6.845	5.226	5.648	4.135	4.435	13.210	12.285	5.760
	Polbo	387.758	437.221	599.529	324.430	361.421	379.828	437.670	132.713	166.989	273.662
	Polbo cabezón	159.722	65.454	103.226	26.284	54.430	20.686	33.686	30.993	24.098	12.735
	Prago	288	788	795	412	380	378	647	238	476	214
	Quenlla	65	0	0	218	1	0	0	0	12	0
>3.25	Especies	30.787	32.929	25.765	29.700	20.574	14.407	41.775	39.435	31.732	15.878
	Rapante	23.871	19.582	13.384	13.920	12.044	13.510	10.851	16.656	19.226	21.980
	Robaliza	1.758	2.111	7.311	1.864	1.377	812	3.047	7.850	7.327	4.926
	Rodaballo	2.474	1.489	1.919	2.367	1.396	703	1.371	948	1.303	871
	Salmonete de lama	111	16	151	406	68	16	6	35	13	44
	Salmonete de rocha	1.287	1.470	10.730	3.000	2.127	1.057	2.697	3.230	2.352	2.479
	Sanmartiño	13.993	9.020	9.645	10.947	12.015	11.797	14.381	6.760	5.410	2.855
	Serrán cabra	2.509	2.466	6.979	3.145	8.851	6.290	14.852	14.887	14.965	7.955
	Serrán riscado	1.969	986	3.242	266	7	8	265	234	297	283
	Solla	631	6.329	540	1.630	3.254	304	549	170	152	133
	Vello	901	1.529	2.405	684	3.980	3.745	2.820	0	5.740	425
	Xarda	411.625	412.239	365.650	675.896	1.014.327	688.145	689.260	749.546	1.431.412	1.399.838
	Xarda pintada	108.270	4.585	4.700	304	20	2.117	128.175	939.125	952.225	1.808.074
	Xuliana	6	22	514	8	44	3.589	43.899	19.783	29.140	10.365
	Xurelo	6.406.963	4.890.797	3.133.278	4.393.306	2.575.089	1.839.425	3.320.224	2.962.098	3.397.452	2.764.654

Tabla 88 (cont). Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Moluscos	Ameixa babosa	194.159	133.958	41.240	38.895	9.379	82.871	163.511	208.093	98.633	91.672
	Ameixa bicuda	565	211	127	39	45	3.364	84	3.899	968	680
	Ameixa fina	107.639	144.554	107.804	102.651	60.514	39.303	104.201	103.769	116.971	192.796
	Ameixa rubia	11.381	3.564	231	6.605	3.943	25.600	7.494	2.359	31.085	27.554
	Ameixa xaponesa	6	3	0	1.313	786	3.053	3.147	11.552	17.891	21.690
	Ameixón	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Berberecho	822.402	934.997	1.091.558	187.533	1.065.884	1.156.598	1.887.795	1.040.313	1.550.330	1.994.717
	Carneiro	1.734	1.136	301	1.144	587	334	98	283	960	1.470
	Choupa	4.101	4.337	2.466	5.562	196	144	250	141	61	11
	Cornicha	0	0	0	0	0	0	7.559	8.613	4.182	1.249
	Mexillón	20.416.610	20.487.604	19.374.026	19.237.556	15.123.987	16.082.013	18.115.140	12.361.196	15.519.450	15.519.450
	Puntilla pequena	697	1.648	701	150	135	0	2.545	256	198	1
	Reló	8.313	18.374	2.386	13.451	7.845	22.784	8.682	17.489	4.395	0

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 89 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Algas	Carrapucho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.919
	Fideo de mar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	793
	Touca	0	0	0	0	0	0	0	0	1.223	462
Cefalópodos	Cadelucha	6.986	8.237	7.070	4.573	3.980	0	0	0	0	0
	Chopiño	297	551	252	0	0	0	0	314	376	209
	Lura	3.190	1.195	812	1.043	3.160	2.134	357	151	29	49
	Pota pequena	11	35	108	61	15	3	37	5	0	30
Crustáceos	Boi	0	2	2	3	0	0	14	72	366	301
	Camarón común	0	0	0	1.327	856	1.562	541	616	899	869
	Centola	3.434	3.509	4.578	4.653	431	2.157	2.732	10.755	14.566	5.395
	Cigala	0	0	0	0	0	0	0	1	4	11
	Lagosta	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Longueirón	23.208	11.355	6.286	8.179	2.149	69	2.878	2.264	1.635	3.625
	Lumbrigante	19	16	11	2	22	34	43	11	3	2
	Navalla	24.365	12.354	11.406	8.277	10.636	2.251	6.253	11.390	29.078	163
	Nécora	3.624	3.169	3.491	3.694	960	5.571	1.298	2.789	2.938	2.901
	Ourizo	77.872	20.800	26.650	61.497	47.748	51.895	78.185	66.694	71.294	74.733
	Percebe	1.929	175	293	1.446	700	2.137	6.428	6.791	3.671	3.643
	Santiaguíño	1	0	0	12	0	49	15	292	222	366
^{3.25} Especies	Boga	484	2.587	3.698	742	1.432	122	1.483	335	303	69
	Doncella	592	860	155	356	325	17	112	213	249	140
	Linguado	7.610	8.930	7.341	3.739	2.935	641	3.496	3.154	3.095	3.696
	Maragota	11.390	17.106	17.428	11.103	8.585	4.984	12.222	14.001	10.979	10.973
	Muxos	140	355	307	406	172	174	250	207	22	160
	Sardiña	1.231	1.438	1.777	1.535	41.335	5.872	1.280	18.974	4.535	9.078
	Sargo común	14.982	18.839	18.999	15.846	15.325	4.659	11.531	14.064	11.602	10.639
^{3.25} Especies	Abadeixo	10.578	8.259	10.301	14.259	11.621	5.372	10.453	15.045	11.980	17.204
	Agulla	193	108	410	747	607	1	1.045	2.063	1.393	2.040
	Bacallao	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
	Bacoreta	392	437	357	302	210	82	80	2	19	1
	Barbada da area	1.223	1.285	3.421	3.424	1.614	807	807	500	509	490
	Bertorella de lama	45	852	534	828	800	169	134	2.615	538	258
	Cabra de altura	0	0	0	0	0	0	0	14	2	0
	Castañeta	0	0	109	107	31	128	35	0	0	2.276
	Castañeta vermella	118	219	1.067	3.365	1.002	21	0	59	10	114
	Cazón	294	207	206	280	250	62	230	284	341	184
	Choco	27.318	27.159	9.067	7.235	5.478	3.881	11.363	9.602	8.418	6.534
	Congro	47.526	48.178	31.527	39.029	45.047	33.668	19.544	24.430	10.451	13.443
	Corvina real	2	25	22	10	287	10	13	121	29	30

Tabla 89 (cont.) Reconstrucción estadística de capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
^{3.25} Especies	Curuxo	4.275	3.009	2.645	2.012	1.674	1.056	1.616	1.388	1.426	989
	Dentón	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
	Dourada	112	471	647	429	65	279	25	25	34	92
	Escachos	6.154	6.515	7.318	3.694	5.532	1.266	4.368	5.640	4.032	3.828
	Escarapote de pedra	765	2.482	3.661	2.126	2.402	808	760	1.585	1.397	1.609
	Escarapote de pintas	480	679	1.405	1.059	807	183	632	0	0	0
	Faneca	35.170	39.363	35.245	34.270	23.250	10.614	16.464	19.526	18.264	17.419
	Fodón	493	508	169	28	4	0	0	0	0	0
	Fogoneiro	142	23	109	41	0	56	109	0	34	25
	Marraxo sardiñeiro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Maruca	9	9	0	0	0	0	0	0	0	0
	Melgacho	126	176	140	88	90	18	150	285	18	74
	Mero	68	69	348	577	262	77	55	19	321	158
	Morea	3	15	9	11	6	4	7	14	10	9
	Ollomol	666	1.083	805	817	665	490	1.362	1.915	1.066	2.143
	Ovas de pescada	400	614	572	523	577	130	472	1.016	1.805	2.132
	Pancho picudo	4.748	5.805	7.291	4.930	3.974	2.566	3.165	2.055	2.010	4.851
	Peixe sapo	11.929	17.993	13.536	7.163	7.324	6.041	13.906	41.894	41.778	40.161
	Pescada	61.507	48.733	46.107	42.695	31.501	28.333	48.857	67.030	68.999	100.771
	Polbo	330.478	325.475	203.865	275.334	359.362	236.045	441.412	125.273	139.686	187.425
	Prago	442	648	519	341	425	419	178	178	314	446
	Quenlla	251	61	105	38	28	26	27	7	0	0
	Raia	29.747	37.265	30.718	27.596	18.726	17.921	29.292	21.704	16.243	17.190
	Rapante	134	347	922	103	144	4	88	79	82	14
	Robaliza	2.101	2.302	3.270	2.126	1.737	359	1.762	4.129	3.724	3.126
	Rodaballo	3.532	3.854	3.866	5.497	4.055	1.295	2.705	1.517	1.659	1.424
	Salmonete de rocha	1.325	1.116	1.494	1.716	1.480	537	1.423	3.108	1.839	3.605
	Sanmartiño	2.636	3.593	5.738	10.596	12.036	3.664	7.033	4.899	5.400	5.466
	Serrán cabra	2.636	3.593	5.738	10.596	12.036	3.664	7.033	4.899	5.400	5.466
	Solla	164	347	310	1.088	1.073	14	412	371	280	114
	Vello	0	0	0	62	93	1	201	0	0	0
	Xarda	8.239	23.171	26.374	18.699	15.260	2.489	13.478	18.613	20.632	11.890
Xuliana	0	0	0	0	357	2.585	6.627	0	0	2	
Xurelo	18.096	37.347	29.975	47.327	32.792	6.154	30.434	30.644	26.467	53.123	
Moluscos	Ameixa babosa	27	5	208	64	280	12	529	1.588	2.202	0
	Ameixa fina	261	968	1.887	379	1.403	0	1.508	1.199	987	77
	Ameixa xaponesa	0	0	0	0	0	0	271	1.639	251	0
	Ameixa rubia	5.964	0	15.184	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 89 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Moluscos	Berberecho	0	1.037	507	94	130	0	0	0	0	0
	Caramuxo	35.322	33.769	4.149	4.156	19.997	2.484	5.963	6.611	5.724	1.523
	Corno	14.400	2.141	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lapas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.911
	Reló	0	6	28	0	0	0	0	0	0	0
	Reloxo prateado	13	48	48	333	49	7	0	10	0	11

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 90 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VI-Costa da Morte para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Algas	Bicho	0	886	0	0	84	28	49	48	72	37
Cefalópodos	Chopiño	15.641	15.055	4.920	4.942	3.167	1.387	5.013	7.986	4.722	5.196
	Lura	357	258	84	53	1.969	1.930	1.694	741	759	550
	Pota pequena	224	106	285	50	52	40	242	147	4	5
Crustáceos	Boi	83	122	140	30	27	4	159	140	251	134
	Camarón común	0	0	0	5.143	2.703	4.524	3.076	4.297	4.038	2.892
	Cigala	3.131	470	340	221	208	0	0	0	0	3
	Lagosta	135	124	64	88	114	53	21	21	10	0
	Longueirón	4.182	6.262	3.989	2.310	666	366	3.151	3.546	3.284	3.907
	Longueirón vello	2.144	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lumbrigante	72	30	27	37	49	71	69	70	111	79
	Navalla	6.262	15	6.277	12.554	130	130	25.368	36	123	159
	Nécora	18.231	14.627	18.216	18.256	6.030	3.504	12.128	14.184	17.044	15.090
	Ostra rizada	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0
	Ourizo	113.030	80.377	50.734	151.249	167.926	130.589	268.709	246.372	183.052	40.826
	Percebe	74.379	76.837	76.689	103.800	72.154	33.984	91.098	90.069	74.291	60.292
^{<3.25} Especies	Bocarte	2.520	77.880	25.091	0	0	0	1.776	0	0	0
	Boga	135.437	138.175	120.532	183.899	152.589	70.054	120.227	85.747	130.882	39.122
	Doncella	1.600	1.891	1.561	1.202	942	262	444	612	1.327	609
	Linguado	12.093	18.242	20.194	8.232	3.885	1.358	4.880	4.248	3.324	5.877
	Maragota	26.902	33.784	32.383	33.802	29.650	19.314	32.620	28.158	25.374	29.199
	Muxos	40.195	3.480	4.473	2.149	4.472	831	1.248	3.215	5.585	3.403
	Sáboga	344	12.507	12.851	14.746	748	15.494	494	2.787	3.281	370
	Sardiña	1.709.838	1.113.945	1.134.007	3.972.034	2.958.739	2.780.226	3.401.078	4.298.935	3.895.788	2.095.992
	Sargo común	1.582	1.854	2.752	4.196	2.172	60	2.258	1.214	858	576
^{<3.25} Especies	Abadeixo	59.015	27.702	27.163	56.718	26.984	34.081	56.382	38.700	55.725	65.324
	Agulla	11.162	24.361	51.436	3.572	511	36	364	683	1.164	185
	Alcrique	0	0	0	0	77	2	70	0	0	0
	Bacallao	12	6	10	6	4	0	11	0	10	3
	Bacoreta	648	467	303	549	127	228	285	102	244	588
	Barbada da area	2.075	412	2.382	16.994	724	3.089	12.453	916	909	515
	Bertorella de lama	3.920	7.134	8.837	1.367	15.347	11.454	10.329	11.120	7.762	1.480
	Bolos	820	0	180	60	0	0	0	0	0	0
	Cabra de altura	445	0	19	280	0	25	0	60	58	197
	Castañeta	1	6	310	310	348	78	125	2.023	1.839	24
	Castañeta vermella	0	182	0	205	55	0	0	954	1.179	8
	Cazón	253	48	400	387	481	361	299	486	502	604
	Choco	2.944	4.130	1.445	1.140	1.565	374	1.491	1.372	1.396	695
	Congro	153.969	180.095	130.823	139.029	138.571	46.959	47.807	50.491	95.326	65.723
	Dentón	19.564	26.354	25.637	15.760	11.762	5.939	7.717	8.237	10.896	11.476

Tabla 90 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VI-Costa da Morte para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
^{3,25} Especies	Dourada	4.999	3.251	5.646	1.732	815	514	1.063	507	622	1.166
	Escachos	344	12.507	12.851	14.746	748	15.494	494	2.787	3.281	370
	Escarapote de pedra	4.549	5.854	7.031	7.306	7.441	2.517	6.275	6.219	5.944	2.259
	Escarapote de pintas	321	427	715	1.059	277	194	514	746	914	1.283
	Faneca	70.178	65.547	85.695	95.360	50.700	31.860	34.757	37.077	30.522	26.279
	Fodón	13	0	60	150	0	0	0	0	0	0
	Marraxo sardiñeiro	48	56	75	55	255	47	66	26	14	108
	Maruca	59	59	33	0	57	29	29	96	10	0
	Melgacho	874	879	555	720	452	123	812	625	522	604
	Mero	3.701	2.008	1.359	1.243	2.511	288	1.632	590	1.034	222
	Morea	7	1	0	1	1	6	1	1	1	2
	Ollomol	8.715	7.815	4.146	1.663	4.118	1.215	6.361	12.179	4.603	2.204
	Ovas de pescada	1.847	2.313	1.739	1.960	1.833	826	2.241	3.560	2.104	3.282
	Pancho picudo	2.466	1.827	1.322	1.542	508	222	206	279	98	424
	Peixe sapo	5.250	6.044	4.736	5.530	1.822	277	560	603	767	1.462
	Pescada	162.215	136.064	111.431	116.317	63.983	54.657	116.029	162.793	138.037	1.061.526
	Polbo	1.392.535	787.123	2.179.658	856.595	564.430	1.421.025	615.685	515.968	606.575	1.047.893
	Polbo cabezón	653	346	865	1.260	770	20	2	2	9	1
	Prago	1.621	2.063	3.793	2.421	1.483	1.184	1.933	1.205	2.469	2.720
	Quenlla	4.485	131	1.621	959	1.310	57	5.150	3.323	92	168
	Raia	80.585	84.251	83.571	94.423	39.845	29.518	69.144	52.954	40.960	44.274
	Rei	636	945	460	409	220	201	301	430	534	322
	Rapante	5.265	3.413	1.859	5.212	2.448	33	264	235	352	244
	Robaliza	25.904	24.996	31.273	24.376	15.531	9.387	23.056	28.400	27.364	26.036
	Rodaballo	6.985	7.016	14.001	11.140	5.798	16.938	4.888	3.038	7.926	2.827
	Salmonete de rocha	12.313	8.531	20.844	13.613	10.663	24.276	14.067	14.174	28.241	13.170
	Sanmartiño	6.083	7.465	9.633	27.147	8.108	9.846	10.603	8.977	11.422	14.101
	Serrán cabra	6.778	3.096	1.967	1.658	724	561	925	967	1.318	949
	Solla	791	927	1.376	2.098	1.086	30	1.129	607	429	288
	Vello	1.817	1.802	3.805	2.150	1.561	451	1.247	831	747	620
	Xarda	1.614.424	886.986	832.428	884.860	788.716	386.823	210.368	376.767	760.513	849.452
	Xuliana	18.985	16.972	9.253	9.954	6.092	18.159	46.543	37.122	33.294	31.535
	Xurelo	4.078.197	3.434.711	4.143.222	3.151.745	1.962.346	1.090.998	1.480.628	1.149.910	1.629.686	1.443.099
Moluscos	Ameixa babosa	5.602	4.451	2.206	2.629	39	1.962	1.929	1.360	483	350
	Ameixa bicuda	0	0	308	0	0	0	0	0	0	0
	Ameixa fina	11.706	20.746	24.366	12.805	8.177	9.763	16.239	6.261	7.029	8.639
	Ameixa xaponesa	9.397	25.872	32.475	25.957	36.176	39.795	71.242	24.864	65.670	86.394
	Berberecho	0	0	25.635	13.848	29.977	47.882	74.175	166.065	357.582	715.164
	Caramuxo	380	395	60	0	0	9	0	225	0	0
	Choupa	23.132	18.158	54.540	20.413	18.630	6.021	9.640	16.980	14.107	31.373
	Reloxo prateado	28	40	1	2	2	2	2	0	0	2
	Zamborca	34	1	8	18	93	270	5	1	3	0

Tabla 91 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Cefalópodos	Chopiño	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0
	Lura	273.986	113.340	44.717	218.834	49.080	70.608	35.176	19.878	22.685	78.071
	Pota pequena	937.427	655.632	532.264	543.352	852.188	480.586	642.014	628.415	561.102	1.196.148
	Pota voadora	0	0	0	0	0	0	0	681	0	0
Crustáceos	Boi	143	1.602	549	136	118	5.829	2.550	1.911	2.506	3.056
	Camarón común	0	0	0	2.086	751	1.649	3.900	21.290	25.620	14.906
	Cangrexo común	6.792	7.878	625	0	0	0	0	0	0	0
	Cangrexo real	181	0	38	223	453	0	0	0	0	160
	Centola	8.492	8.162	10.031	8.066	3.850	9.350	17.544	55.271	107	64.717
	Cigala	860.503	755.751	382.234	447.330	571.116	565.525	882.342	1.032.092	1.002.482	734.298
	Gamba branca	0	10	0	0	0	0	0	1.266	17	13
	Lagosta	262	364	1.776	63	21	216	371	1.070	1.551	5.522
	Lagostino	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
	Lumbrigante	35	162	78	84	20	329	784	578	950	259
	Navalla	0	5	5	0	0	0	0	0	5	0
	Nécora	4.383	4.206	5.856	6.365	3.415	1.368	4.106	20.389	21.513	17.787
	Ostra	341	582	125	0	0	0	0	5.152	7.609	1.056
	Ourizo	62	9.845	21.592	25.160	3.822	0	10.344	32.008	17.311	4.944
	Percebe	40.716	55.978	44.251	41.825	39.071	46.868	26.654	112.424	96.865	102.223
Santiaguíño	14	1	13	0	25	2	30	310	235	333	
^{3.25} Especies	Bocarte	81.555	187.485	82.907	58.001	31.055	15.665	10.901	19.108	15.183	1.475
	Boga	162.295	167.042	63.285	46.007	42.921	21.141	14.719	81.326	59.192	136.642
	Doncella	14.317	50.305	4.649	788	29.466	6.713	81.602	140.455	65.281	25.668
	Linguado	32.248	85.977	45.390	32.084	31.871	22.919	23.689	26.160	24.328	16.331
	Maragota	7.998	10.440	4.281	8.060	3.781	5.482	5.591	10.996	9.877	16.840
	Muxos	757	237	156	81	158	38	149	528	961	583
	Sáboga	1.725	462	15.399	1.798	1.144	1.436	2.503	17.389	10.255	9.447
	Sardiña	2.744.353	3.838.034	5.107.472	2.966.911	2.915.586	3.469.092	2.625.417	2.764.893	2.518.640	3.013.059
	Sargo común	40.273	128.144	43.911	30.362	34.642	24.449	18.997	26.290	50.600	87.197
	Trancho	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0
^{3.25} Especies	Abadeixo	35.974	26.155	16.430	14.043	19.047	23.787	10.649	21.312	12.211	5.197
	Agulla	9.447	3.727	5.428	1.290	321	81	7	112	179	468
	Alcrique	0	0	300	23	0	0	0	0	0	0
	Anguía	2.114	53	36	149	13	54	0	0	0	3.470
	Bacallao	11.593	22.328	14.478	6.415	5.262	8.413	6.127	6.601	5.367	1.562
	Bacoreta	504	1.946	934	145	284	79	174	471	473	1.914
	Barbada da area	12	29	0	144	38	470	0	0	0	197
	Bertorella de lama	165.166	79.824	54.439	53.324	57.061	45.215	96.523	73.562	67.711	49.035
	Breca	0	10.120	0	350	0	0	3	0	20	4
	Burro	3.908	229	130	137	6	80	43	43	578	1.611
	Cabra de altura	136.918	250.916	125.154	127.432	93.961	109.611	96.210	31.288	68.167	66.431

Tabla 91 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
3.23	Especies	143.593	67.365	67.593	43.351	17.239	5.239	936	7.802	3.872	5.451
	Cazón	0	0	0	0	63	958	0	221	0	0
	Cazón liso	20.119	17.429	4.743	3.628	2.420	574	21.134	37.298	28.728	30.496
	Congro	533.493	398.265	314.467	296.645	217.761	214.092	120.517	185.196	211.988	299.058
	Corvina real	1.475	11.314	426	60	146	154	83	8.566	2.561	1.591
	Curuxo	4.179	5.476	4.539	4.173	3.050	1.712	5.476	0	0	0
	Dentón	1.496	1.523	396	66	4.077	0	1.909	1.262	482	14
	Dentón ollón	0	0	0	5.830	46	2.180	1.060	5.233	0	1.125
	Dourada	61.570	51.715	41.903	82.035	79.643	129.922	10.472	26.973	29.027	15.335
	Escachos	15.908	26.186	7.146	2.336	2.295	1.235	1.487	2.279	3.729	6.556
	Escarapote de pedra	27.499	52.919	30.477	29.855	26.800	26.371	30.027	66.400	88.837	98.124
	Escarapote de pintas	440	0	0	1.400	0	272	6.179	2.796	62	170
	Faneca	69.631	34.282	20.056	20.789	11.870	17.858	5.571	15.303	6.944	10.178
	Fogoneiro	160.823	66.548	34.368	17.333	5.450	15.778	12.384	47.738	24.869	18.316
	Marraxo sardiñeiro	5.570	1.040	3.151	2.030	1.203	311	120	545	975	2.259
	Maruca	3.581	17.343	2.961	17.376	30.593	35.063	27.677	31.111	31.284	65.250
	Melga	0	0	0	0	301.908	211.849	308.625	170.284	46.409	25.045
	Melgacho	276.226	91.988	24.404	53.246	66.598	2.886	20.596	27.560	33.420	31.808
	Merlán	0	0	0	9.825	7.047	5.907	7.014	29.344	4.675	1.594
	Mero	31.992	18.105	14.624	16.997	15.102	27.315	11.934	18.117	21.537	34.560
	Morea	66	148	0	0	5	3	5	11	35	20
	Limanda	130.474	81.318	9.587	7.889	6.476	9.914	14.622	0	0	0
	Ollomol	46.028	35.720	21.434	12.529	14.060	15.235	10.109	14.667	14.865	25.415
	Ovas de maruca	0	1.515	1.021	58	0	0	0	0	0	0
	Ovas de pescada	999	1.291	1.508	757	574	655	2.822	4.173	4.648	5.538
	Palometón	1.000	0	0	7.737	142	6.031	93	325	485	35
	Pancho picudo	17.052	15.315	9.801	1.590	2.891	5.850	4.685	3.837	4.496	5.919
	Peixe sabre	2.692	1.201	50.575	72.490	115.416	16.944	15.735	21.114	32.934	30.986
	Peixe sabre prateado	0	0	0	0	0	0	0	0	135	0
	Peixe sapo	222.077	181.906	118.436	87.043	98.775	203.888	101.809	134.823	141.638	188.292
	Pescada	294.446	235.645	260.559	435.921	586.136	380.127	175.930	385.672	577.167	377.288
	Polbo	653.045	670.703	380.249	200.021	232.860	261.214	249.987	269.507	317.113	463.496
	Polbo cabezón	206.738	100.774	171.851	144.945	101.329	118.272	85.022	137.653	173.142	188.840
	Prago	7.922	2.838	2.111	1.722	842	1.753	253	990	1.428	3.098
	Quenlla	1.068	131	106	179	491	32	3.198	1.244	3.532	2.132
	Raia	25.935	14.184	8.062	18.433	8.398	6.043	5.972	9.585	6.984	6.435
	Rapante	24.934	43.514	18.826	25.540	10.654	25.864	6.038	14.185	12.725	17.729
	Robaliza	108.907	97.285	108.294	85.128	68.606	50.918	42.297	82.801	84.075	83.704
	Rodaballo	69.908	30.518	28.643	26.509	29.592	23.209	15.104	22.855	14.859	5.782
	Salmonete de lama	19.577	12.473	11.351	17.540	10.938	10.865	6.834	9.560	11.863	19.194
	Salmonete de rocha	19.567	12.473	11.351	16.540	10.938	10.940	8.932	11.414	11.522	12.443
	Sanmartiño	35.716	20.243	14.633	23.132	22.192	13.122	8.455	14.938	17.379	28.970

Tabla 91 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Especies	Serrán cabra	226.359	148.364	120.862	192.617	137.091	243.160	196.675	215.649	201.357	356.099
	Solla	25.754	14.184	8.062	18.433	9.471	5.928	4.414	6.249	4.960	4.470
	Xarda	927.090	596.599	340.554	300.207	229.095	115.171	207.461	247.484	393.556	335.843
	Xarda pintada	1.000	0	0	0	0	0	0	332	24	0
	Xuliana	31	0	0	0	0	0	81	614	1.066	
	Xurelo	1.807.378	1.871.060	1.541.400	1.565.750	805.175	439.550	1.162.972	1.814.876	980.829	468.950
Moluscos	Ameixa babosa	783.012	527.232	459.833	382.220	214.788	278.701	256.609	361.517	137.407	41.273
	Ameixa bicuda	0	0	0	6	0	0	0	0	529	0
	Ameixa fina	60.244	44.437	53.014	57.223	61.121	82.727	90.831	83.047	59.497	17.693
	Ameixa rubia	5	0	0	0	2.454	778	490	2.158	7.985	6.652
	Berberecho	42.055	43.841	32.213	45.888	92.955	63.227	114.556	102.430	95.762	24.609
	Carneiro	49.591	43.652	60.639	42.114	81.577	42.172	16.263	235.714	2.971	24.976
	Cornicha	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corno	195	10	2.128	85	0	0	0	0	0	0
	Reló	4.252	2.714	1.272	1.872	33.778	18.170	20.397	39.116	11.506	0
	Reloxo prateado	1.375	2.488	2.012	1.169	3.200	1.904	45.224	2.063	77.489	12.336
	Vieira	2	18	0	0	0	0	0	0	0	11
	Volandeira	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 92 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VIII-Cedeira para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Cefalópodos	Lura	1.573	100	1.255	227	781	862	4.528	439	135	184
	Pota pequena	2.141	623	646	266	211	871	727	75	203	52
Crustáceos	Boi	79	77	75	58	53	57	254	324	222	160
	Camarón común	0	0	0	96	23	32	9	40	6	18
	Cangrexo real	1.160	0	47	0	0	0	0	0	0	0
	Centola	2.450	1.127	3.919	3.530	7.501	4.288	3.524	2.749	4.337	5.176
	Cigala	0	0	115	58	15	0	0	0	0	0
	Lagosta	128	72	59	60	90	2	2	23	24	3
	Longueirón	128	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Longueirón vello	466	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lumbrigante	0	10	0	0	0	100	17	58	27	4
	Nécora	310	500	462	387	331	6.370	85	27	123	190
	Ourizo	0	0	0	0	0	0	33.029	4.376	720	4.343
	Percebe	61.064	70.350	100.981	117.021	89.009	87.427	80.758	104.116	99.596	84.822
	Santiaguíño	0	0	0	0	0	3	4	8	4	5
^{3.25} Especies	Bocarte	41	329	0	21	5	0	0	0	0	0
	Boga	47.912	6.592	24.311	63.140	44.018	7.995	2.547	1.205	7.838	2.708
	Linguado	9.118	8.842	10.941	5.253	5.194	3.532	4.021	6.468	4.304	4.376
	Maragota	9.244	9.835	7.963	11.540	8.028	5.699	8.134	11.364	8.285	9.768
	Muxos	1.184	54	35	70	3.900	945	43	217	2.071	319
	Sáboga	449	457	0	19	131	339	718	1.359	26.083	2.470
	Sardíña	1.108.332	576.258	759.873	1.516.484	1.091.862	764.528	843.467	938.283	1.035.677	778.361
	Sargo común	10.895	10.405	10.541	9.684	10.749	8.856	9.304	5.474	6.532	15.198
>sup>3.25 Especies	Abadeixo	41.747	32.315	16.249	23.012	15.607	24.776	35.614	29.454	24.352	29.989
	Agulla	0	60	7.250	50	275	16	0	975	0	0
	Bacallao	0	0	16	0	0	0	8	0	0	0
	Bacoreta	14.846	15.996	5.221	5.499	3.158	1.785	1.127	943	2.275	4.515
	Barbada da area	27	0	941	58	172	1.455	0	0	0	0
	Bertorella de lama	1.496	1.157	1.184	1.287	1.297	1.271	1.358	1.232	1.475	973
	Castañeta	0	0	0	0	0	52	0	33	7	2
	Castañeta vermella	1.565	1.098	1.644	1.607	1.029	872	742	677	490	209
	Cazón	0	0	18	16	0	43	51	80	3	2.208
	Choco	30.374	11.491	7.202	14.557	24.364	12.007	12.957	16.849	13.835	12.202
	Congro	73.307	74.399	62.667	75.794	46.622	41.427	32.020	19.461	31.884	49.469
	Corvina real	0	0	3	0	71	126	211	216	77	374
	Curuxo	5.673	4.135	2.452	3.229	2.160	2.090	4.135	1.548	1.997	1.669
	Dentón	0	0	4.775	0	0	0	0	0	0	0
	Dourada	1.970	2.305	1.653	917	569	1.688	1.030	735	278	498
	Escachos	9.081	2.986	1.624	788	863	1.123	1.066	1.430	1.511	1.308
Escarapote de pedra	1.962	2.718	2.234	2.858	2.979	3.820	6.798	5.022	5.571	5.135	
Faneca	22.163	18.106	19.319	20.436	19.276	12.165	10.491	16.478	10.557	4.400	

Tabla 92 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VIII-Cedeira para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Especies	Fodón	6	6	37	53	0	0	0	0	0	0
	Marraxo sardiñeiro	297	397	2.895	310	177	94	349	523	257	216
	Maruca	2.930	2.930	1.831	43	11	110	32	68	20	2
	Melga	0	0	0	0	0	0	2	3	170	97
	Melgacho	1	3	0	0	0	0	208	1.824	2.288	1.873
	Melgas	108	145	39	64	344	254	59	0	0	0
	Mero	1.192	426	338	389	284	1.079	376	284	1.153	1.740
	Ollomol	31.167	20.346	13.293	15.893	6.259	4.101	7.440	4.814	3.356	4.403
	Ovas de pescada	11.476	9.338	13.965	8.890	14.364	7.676	9.647	11.767	14.528	11.095
	Pancho picudo	24.765	15.288	20.969	15.425	14.371	12.056	14.724	19.183	12.740	11.900
	Peixe sabre	27	26	9	65	17	11	4	0	0	0
	Peixe sapo	133.328	121.640	22.312	16.271	27.121	105.394	103.789	66.440	60.597	35.629
	Pescada	67.466	54.936	95.181	42.320	53.687	48.690	35.845	50.119	48.627	51.471
	Polbo	262.537	248.304	162.624	227.801	152.834	220.343	197.909	213.558	125.604	228.485
	Prago	3.912	6.710	6.641	5.585	3.738	2.750	2.510	266	2.369	2.772
	Raia	10.094	10.081	7.914	10.700	6.947	9.264	28.135	31.989	30.349	25.486
	Rapante	29	4	218	1	0	1	12	0	7	10
	Robaliza	26.242	26.974	32.473	30.645	23.294	24.148	19.213	27.095	28.233	26.598
	Rodaballo	7.981	6.692	4.478	6.797	6.683	4.268	4.704	3.481	4.295	4.905
	Salmonete de lama	1.898	1.521	2.061	1.981	2.388	2.463	1.674	11.113	1.814	2.266
	Salmonete de rocha	5.542	3.850	4.693	4.727	5.272	4.773	4.595	4.840	3.952	4.263
	Sanmartiño	7.834	8.655	7.683	14.039	13.780	21.005	21.573	14.988	18.018	21.327
	Serrán cabra	2.299	2.862	2.163	893	882	653	239	338	733	1.207
	Solla	315	254	173	173	215	451	266	211	38	124
	Xarda	292.215	192.408	148.199	269.972	221.277	262.926	316.388	349.154	522.558	161.544
	Xuliana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.468
	Xurelo	576.314	496.608	394.132	471.855	527.166	254.574	401.255	217.362	230.110	188.392
Moluscos	Ameixa babosa	2.633	1.618	993	765	98	4	26	12	260	14
	Ameixa fina	17.512	18.245	15.941	15.043	8.370	5.301	3.108	2.357	4.223	4.584
	Ameixa xaponesa	597	204	1.477	16.614	6.289	9.783	7.992	8.484	7.181	4.714
	Berberecho	14.681	1.953	1.618	600	820	2.521	5.340	7.374	16.922	4.932
	Cadelucha	3.002	3.170	2.346	1.796	4.286	4.962	9.582	5.416	11.518	14.810
	Caramuxo	3.938	1.914	1.066	1.338	820	499	641	1.626	1.495	1.115
	Choupa	1.837	1.708	3.028	4.339	3.069	535	681	359	795	247
	Ostra	1.001	924	18	10	0	0	0	0	2	0

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 93 Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IX-A Mariña lucense para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Cefalópodos	Lura	23.869	13.177	20.873	4.762	11.073	16.484	18.374	17.269	12.044	75.265
	Pota pequena	23.832	16.962	26.868	26.306	34.656	64.684	130.182	128.106	54.845	155.143
	Pota voadora	9.206	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustáceos	Boi	452	6.314	9.316	880	934	919	2.210	2.546	4.984	1.095
	Cangrexo común	907	0	0	0	0	0	0	679	555	0
	Cangrexo real	0	0	5	25	0	3	0	48	8	49
	Centola	6.326	6.388	8.374	7.625	9.831	12.079	15.842	16.379	14.006	14.117
	Cigala	5.196	2.580	1.377	2.442	2.404	6.305	7.590	11.006	8.842	2.723
	Gamba branca	0	0	0	11	0	0	0	8	0	0
	Lagosta	338	200	149	46	229	206	114	103	165	26
	Longueirón	4.245	812	9	0	0	0	0	79	134	849
	Longueirón vello	6.985	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lumbrigante	158	390	144	221	427	550	575	459	516	461
	Nécora	2.909	3.352	4.613	6.877	4.313	933	5.572	5.522	6.709	4.620
	Ostra	789	0	1.308	181	203	137	0	0	360	0
	Ourizo	1.623	8.375	7.150	17.878	17.520	10.283	16.486	19.969	16.003	13.507
	Percebe	19.723	25.904	21.836	19.386	19.504	17.543	8.967	9.685	8.767	6.071
Rabioso	563	773	0	82	699	0	0	0	0	0	
<3.25 Especies	Bocarte	11.406	67.647	32.379	0	0	35.000	436	0	0	7
	Boga	47.436	56.080	43.172	109.631	82.717	28.648	4.544	16.824	43.252	33.804
	Doncella	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
	Linguado	5.972	6.450	10.169	5.906	7.218	8.145	7.775	7.859	6.449	13.136
	Maragota	11.702	14.371	15.018	20.217	15.929	14.645	14.191	18.238	18.747	23.381
	Muxos	3.416	1.728	3.220	3.272	2.349	4.000	2.493	3.661	16.888	7.848
	Sáboga	14.259	40.602	40.975	90.169	43.240	10.174	34.105	48.710	111.099	433.332
	Sardíña	1.091.533	1.445.634	935.611	1.437.841	1.630.237	2.280.097	2.025.152	2.638.773	2.378.696	2.073.154
	Sargo común	27.324	20.864	24.354	13.644	17.792	23.004	20.973	32.620	26.300	28.528
>3.25 Especies	Abadeixo	34.372	15.472	22.960	19.550	24.660	23.587	27.967	53.487	85.363	23.753
	Agulla	12.436	18.757	34.542	22.975	21.830	22.427	26.575	25.455	39.594	22.591
	Alcrique	68	220	0	0	0	280	23	209	16	0
	Anguía	695	338	380	479	213	266	701	75	1	0
	Bacallao	17.756	3.713	1.870	4.500	2.603	781	236	280	160	662
	Bacoreta	385	222	310	213	32	122	958	429	962	154
	Barbada da area	17	44	4	0	0	218.730	214.199	48.175	40.223	46.716
	Bertorella de lama	4.898	5.553	6.199	5.091	5.729	13.746	15	9	6	1
	Breca	369	478	895	468	493	1.147	984	1.485	944	1.085
	Burro	7.837	4.203	99	328	0	4.908	1.423	2.968	5.105	3.328
	Cabra de altura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	382.974
	Castañeta vermella	38.771	31.315	36.538	36.814	0	41.268	44.454	149.066	105.464	126.115
	Cazón	4.550	5.689	12.939	15.814	1.593	21.026	2.229	7.677	4.193	3.418
	Choco	22.929	18.698	25.228	36.909	35.365	26.398	35.997	53.723	34.609	28.357

Tabla 93 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral zona ecogeográfica IX-A Mariña-lucense para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Especies	Congro	139.492	134.373	156.010	221.909	161.891	253.585	238.202	193.978	229.641	911.026
	Curuxo	1.954	1.169	2.197	2.755	2.487	3.713	3.486	2.724	2.098	1.417
	Dentón	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
	Dourada	26.560	14.494	12.279	9.635	35.842	37.246	65.036	41.993	45.064	28.108
	Escachos	9.089	7.323	6.957	3.019	2.236	4.191	5.418	3.140	3.770	3.655
	Escarapote de pedra	185	267	137	246	181	462	303	615	579	416
	Escarapote de pintas	1.501	11.275	8.926	6.406	7.210	7.323	9.051	10.190	9.556	11.016
	Faneca	90.847	82.666	74.353	30.886	24.873	38.650	39.933	43.109	33.124	25.874
	Fodón	52.624	39.804	32.716	15.182	9.643	10.414	15.899	20.370	20.846	18.651
	Fogoneiro	55.680	15.775	17.592	6.051	1.251	2.943	961	5.256	3.511	4.626
	Marraxo sardiñeiro	201	372	566	595	991	624	267	167	242	259
	Maruca	60	60	25	28	42	91	50	39	76	40
	Melga	0	0	0	0	0	0	0	0	170	149
	Melgacho	42.075	41.334	39.253	42.533	29.083	27.932	32.077	39.039	35.816	40.170
	Merlán	0	0	0	254	227	1.148	59	331	9	1.292
	Mero	79	59	47	51	45	77	54	64	228	702
	Ollomol	565	519	417	502	319	350	236	567	299	866
	Ovas de pescada	1.761	1.827	3.209	3.231	4.447	3.877	3.469	5.661	4.782	3.249
	Pancho picudo	27.210	31.258	73.417	28.005	23.895	38.544	29.066	29.636	42.085	42.540
	Peixe sabre	524	64	1.267	3.158	12.843	47.744	27.447	18.802	30.823	41.286
	Peixe sapo	152.123	121.501	91.500	35.047	40.933	105.116	172.192	143.307	75.013	26.260
	Pescada	378.476	430.450	557.078	464.551	419.625	380.513	495.658	543.567	345.817	503.176
	Polbo	211.351	155.277	225.880	266.640	294.362	374.924	322.855	235.299	203.676	365.292
	Polbo cabezón	61.783	29.876	56.327	36.815	39.290	31.089	35.794	64.352	33.271	27.757
	Prago	3.081	4.948	6.388	4.436	4.544	5.389	2.390	2.801	2.373	2.658
	Quenlla	30.565	70.946	144.280	145.800	94.307	37.572	34.859	33.163	24.510	28.672
	Raia	38.981	44.297	51.122	184.675	32.233	46.389	47.534	55.356	56.576	78.962
	Rapante	169.269	155.851	141.556	101.038	75.044	76.881	87.823	104.552	129.905	107.582
	Robaliza	12.241	12.788	18.333	14.609	19.083	16.486	16.513	20.605	22.016	30.978
	Rodaballo	2.220	3.699	3.048	2.296	2.904	2.560	2.488	2.181	1.900	1.633
	Salmonete de rocha	17.415	17.007	21.197	24.839	19.283	17.739	25.035	35.461	21.828	32.487
	Sanmartiño	30.541	27.699	29.547	16.505	14.747	27.292	39.373	76.056	34.073	73.129
	Solla	216	158	369	361	208	242	136	228	165	97
Sollo rei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	221	
Tiburón raposo	0	0	0	0	0	0	0	8.947	14.077	14.340	
Xarda	1.817.773	1.128.808	1.172.938	1.850.129	2.602.633	2.481.333	2.691.182	3.302.720	5.004.710	4.241.340	
Xarda pintada	165.125	199.581	108.668	96.480	53.243	126.777	124.979	118.288	104.739	104.084	
Xuliana	31.563	21.292	24.294	28.969	41.137	39.702	54.293	74.103	133.610	150.658	
Xurelo	5.391.672	4.097.782	3.631.489	4.310.628	4.240.020	4.305.580	3.666.098	3.689.021	3.337.750	3.847.459	
Moluscos	Ameixa babosa	827	608	705	162	186	715	562	177	436	376
	Ameixa fina	2.265	2.023	1.204	772	1.051	864	1.631	1.182	1.354	1.441
	Ameixa xaponesa	0	0	0	0	0	0	171	2.323	1.635	5.962

Tabla 93 (cont.) Reconstrucción estadística de las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IX-A Mariña lucense para el cómputo del índice trófico marino, índice de balance de pesquerías y capacidad de carga (3)

Categoría de especie	Nombre en gallego	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Moluscos	Berberecho	974	5.222	11.320	548	125	675	152	268	11.389	15.326
	Cadelucha	23.070	10.651	10.480	9.953	4.923	4.136	2.072	591	765	810
	Caramuxo	4.138	1.428	897	1.396	220	553	651	905	419	245
	Congro	139.492	134.373	156.010	221.909	161.891	253.585	238.202	193.978	229.641	911.026
	Curuxo	1.954	1.169	2.197	2.755	2.487	3.713	3.486	2.724	2.098	1.417
	Dentón	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Apéndice 7. *Productividad primaria
requerida para las capturas de la
pesca de bajura y litoral en la
plataforma continental de Galicia*

Tabla 94 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo (Arcade, A Garda, Baiona, Cangas, Moaña, Redondela, Vigo y Vilaboa)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
Algas	Argazo	0,00000	0,0000	7,64180	0,1274
	Bicho	0,00560	0,0001	0,00040	0,0000
	Golfo	0,00000	0,0000	9,96920	0,1662
Cefalópodos	Cadelucha	3,53980	93,5034	0,00000	0,0000
	Choupa	3,63228	95,9464	9,65626	255,0690
	Conguito	0,22340	5,9011	0,31260	8,2573
	Lura	177,34028	4.684,4234	176,63536	4.665,8030
	Pota pequena	3,47387	91,7619	9,37977	247,7655
	Puntilla pequena	0,71900	1,1983	1,16500	1,9417
Crustáceos	Boi	1,55680	10,3296	9,40520	62,4046
	Camarón común	4,24800	35,4841	7,76300	64,8453
	Cangrexo común	0,00000	0,0000	1,01920	8,5135
	Centola	10,32421	34,3325	23,39865	77,8107
	Cigala	105,10970	697,4154	117,33424	778,5267
	Gamba branca	9,08500	75,8881	0,19920	1,6639
	Lagosta	0,01836	0,1218	0,16080	1,0669
	Longueirón	4,25540	7,0923	2,25900	3,7650
	Longueirón vello	12,15080	20,2513	2,06334	3,4389
	Lumbrigante	0,09440	0,6264	0,22320	1,4810
	Navalla	54,32080	227,4128	52,21020	218,5768
	Nécora	19,41496	128,8206	16,77487	111,3033
	Ostra	0,04620	0,0770	0,77280	1,2880
	Patulate	0,74140	4,9193	1,23160	8,1718
	Percebe	78,48512	1.308,0853	80,75954	1.345,9923
	Santiaguíño	0,06300	0,3320	0,07220	0,3805
Vieira	2,43000	4,0500	13,35360	22,2560	
Moluscos	Ameixa babosa	256,53188	538,2575	85,77398	179,9717
	Ameixa bicuda	0,10900	0,2287	0,02360	0,0495
	Ameixa fina	48,45236	80,7539	55,51154	92,5192
	Ameixa rubia	72,92002	153,0014	125,90378	264,1724
	Ameixa xaponesa	32,04690	53,4115	264,48678	440,8113
	Beberecho	179,16916	375,9343	210,42540	441,5165
	Caramuxo	0,32080	0,5347	0,28260	0,4710
	Carneiro	6,49560	10,8260	4,68500	7,8083
	Cornicha	0,42180	0,7030	0,06980	0,1163
	Corno	0,50220	0,8370	1,55120	2,5853
	Lapas	1,47540	0,0246	0,24100	0,0040
	Mexillón	14.070,33932	23.450,5655	11.536,58215	19.227,6369
	Ourizo	193,37760	643,0651	152,31980	506,5299
	Peneira	0,05280	0,0880	0,03640	0,0607
	Reló	61,06480	101,7747	56,79140	94,6523
	Reloxo prateado	4,49060	7,4843	0,00000	0,0000
	Volandeira	8,26480	13,7747	91,97820	153,2970
Zamborca	0,49800	34,6002	0,42980	29,8617	
<3.25 Especies	Bocarte	4,33220	93,0159	1,34640	28,9083
	Boga	11,40024	190,0041	3,36124	56,0207
	Doncella	0,00510	0,1347	0,05320	1,4053
	Linguado	11,48856	258,2939	11,78045	264,8565
	Maragota	30,63502	599,8835	34,50248	675,6147
	Muxos	0,06500	1,1086	3,18660	54,3471
	Sáboga	0,25100	0,4183	4,62080	7,7013
	Sardiña	39.806,937	2.919,23961	54.590,6786	5.042,14773
	Sargo común	7,51048	217,5286	64,60000	1.871,0322
	Trancho	0,00000	0,0000	0,44780	7,4633
>3.25 Especies	Abadeixo	17,83597	4.198,9965	20,96153	4.934,8247
	Agulla	6,93740	1.875,1909	4,97620	1.345,0752
	Alcrique	22,64620	1.647,5708	4,29700	0,0716
	Anguía	13,49140	761,9137	23,34980	1.318,6572
	Bacallao	0,09201	15,6916	0,05870	10,0117
	Bacoreta	0,00540	2,4788	0,03500	16,0663
	Barbada da area	0,56137	29,5868	1,56415	82,4379
	Bertorella de lama	0,40221	35,9997	1,23167	110,2411
	Bertorella de rocha	0,03160	6,7848	0,03480	7,4718
	Bolos	0,09200	21,6589	0,06320	14,8787
	Breca	0,00751	0,3143	0,20010	8,3771

Tabla 94 (cont.). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica I-Ría de Vigo (Arcade, A Garda, Baiona, Cangas, Moaña, Redondela, Vigo y Vilaboia) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
^{>3,25} Especies	Burro	79,77260	16.356,9564	77,16860	15.823,0198
	Cabra de altura	27,90940	3.003,3037	114,69640	12.342,3693
	Castañeta vermella	6,23480	1.434,4033	14,65000	3.370,4382
	Castañeta	78,17684	17.985,6808	209,35787	48.165,7180
	Cazón	0,62692	208,4773	1,89494	630,1498
	Cazón liso	0,17742	58,9984	0,32198	107,0740
	Choco	26,56463	1.762,5949	54,82265	3.637,5486
	Congro	2,84428	924,3167	5,01165	1.628,6570
	Cornudas	0,00000	0,0000	0,52500	138,6782
	Corvina real	2,11680	176,8189	8,43320	704,4354
	Curuxo	3,14890	323,5994	2,21819	227,9537
	Dourada	9,17200	278,1716	5,01770	152,1785
	Escachos	4,11739	180,4973	4,15813	182,2834
	Escarapote de pedra	2,10632	111,0128	0,62100	32,7296
	Escarapote de pintas	0,60332	31,7977	0,78995	41,6342
	Faneca	173,36128	15.516,7534	173,29652	15.510,9567
	Fodón	1,06120	119,5765	2,34040	263,7174
	Fogoneiro	22,78560	2.135,5474	23,05200	2.160,5154
	Marraxo azul	0,00000	0,0000	16,97540	8.946,8214
	Marraxo sardiñeiro	1,84529	972,5528	1,32851	700,1886
	Maruca	2,37804	704,8045	0,99192	293,9846
	Melga	0,86840	112,3488	1,80400	233,3916
	Melgacho	2,80480	228,9553	14,92320	1.218,1779
	Melgas	0,68300	90,4210	34,01560	4.503,2586
	Merlán	0,02074	6,7402	0,08843	28,7390
	Ollomol	0,45462	34,6336	2,96858	226,1505
	Ovas de pescada	0,10321	51,9468	0,20307	102,2122
	Palometón	0,00000	0,0000	0,00600	3,1623
	Pancho picudo	0,67138	33,7925	0,68550	34,5030
	Peixe porco	0,00000	0,0000	0,06420	3,7965
	Peixe sabre	0,33704	158,3170	0,09369	44,0084
	Peixe sabre prateado	0,00000	0,0000	22,89516	10.754,5533
	Peixe sapo	43,05365	22.174,7506	58,29276	30.023,6418
	Pescada	18,12513	9.122,8365	15,09124	7.595,8034
	Polbo	293,87955	61.662,0721	327,27633	68.669,4151
	Polbo cabezón	507,78647	33.692,2392	924,16333	61.319,3413
	Prago	0,07459	5,5530	0,13001	9,6786
	Quen lla	1.401,03114	405.785,5125	1.224,64446	354.698,0271
	Raia	31,79755	5.061,0713	34,63808	5.513,1849
	Rapante	14,02069	1.144,5066	19,56352	1.596,9659
	Rei	0,01320	0,3180	0,02090	0,5035
	Robaliza	22,78919	2.341,9498	26,69901	2.743,7460
	Rodaballo	2,32194	352,9387	2,53224	384,9052
	Salmonete de lama	1,37082	60,0939	1,89223	82,9511
	Salmonete de rocha	2,30920	101,2302	2,38500	104,5532
	Sanmartiño	0,67982	358,2976	1,84672	973,3055
	Serrán cabra	4,19640	156,5762	6,87300	256,4455
	Serrán riscado	0,65660	77,4729	0,64300	75,8682
	Solla	5,08720	154,2865	3,25564	98,7381
	Tiburón raposo	0,00000	0,0000	22,15140	5.987,5607
	Xarda	506,03359	37.672,8171	1.608,70143	119.763,4225
	Xuliana	2,72500	1.403,5092	2,92020	1.504,0468
	Xurelo	312,69096	22.749,0927	620,66723	45.155,1785

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 95 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Ría de Pontevedra (Aldán, Bueu, Campelo, Marín, Pontevedra y Portonovo)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007		
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	
Algas	Golfo	0,0000	0,0000	0,48308	0,0537	
Cefalópodos	Conguito	0,01220	0,2148	0,24140	4,2510	
	Lura	58,83258	1.036,0373	48,88590	860,8770	
	Pota común	9,62500	169,4955	0,47760	8,4105	
	Pota pequena	44,57880	785,0293	44,57020	784,8779	
	Pota voadora	0,00000	0,0000	0,20560	3,6206	
	Puntilla pequena	0,03340	0,0371	2,26060	2,5118	
Crustáceos	Boi	0,00300	0,0133	0,72228	3,1949	
	Camaron común	0,77060	4,2913	15,50760	86,3579	
	Canfregro común	0,00000	0,0000	0,01560	0,0690	
	Cangrexo real	0,00380	0,0168	0,00110	0,0049	
	Carabino	0,05076	0,1125	0,27350	0,6063	
	Centola	9,17880	20,3490	42,12380	93,3867	
	Cigala	18,90578	83,6281	19,06820	84,3465	
	Gamba branca	0,78180	4,3536	0,20230	1,1266	
	Lagosta	0,00020	0,0009	0,00370	0,0164	
	Longueirón	0,05280	0,0006	0,28872	0,0032	
	Longueirón vello	0,80240	0,0089	0,20110	0,0022	
	Lumbrigante	0,00262	0,0116	0,03850	0,1703	
	Morruncho	0,07120	0,0791	0,00000	0,0000	
	Navalla	19,09382	53,2906	41,24376	115,1107	
	Nécora	6,29510	27,8458	20,61254	91,1778	
	Ostra	2,61080	2,9009	6,26460	6,9607	
	Percebe	16,15208	179,4676	40,17726	446,4140	
	Santiaguíño	0,01746	0,0613	0,00136	0,0048	
Moluscos	Ameixa babosa	81,14140	113,5011	85,52666	119,6352	
	Ameixa bicuda	0,00000	0,0000	0,10140	0,1418	
	Ameixa fina	153,50634	170,5626	109,76474	121,9608	
	Ameixa rubia	11,68136	16,3400	23,99276	33,5612	
	Ameixa xaponesa	1,06512	1,1835	65,30720	72,5636	
	Beberecho	96,77070	135,3634	201,25656	281,5189	
	Choupa	20,90896	368,2052	16,93814	298,2794	
	Cornicha	0,01830	0,0203	4,90982	5,4554	
	Mexillón	10.050,24237	1.116,6936	8.240,41582	915,6018	
	Ourizo	22,61380	50,1338	15,06020	33,3878	
	Peneira	0,00000	0,0000	0,03980	0,0442	
	Reló	76,10660	84,5629	61,37578	68,1953	
	Reloxo prateado	6,07980	6,7553	0,16020	0,1780	
		Volandeira	0,05740	0,0638	0,02000	0,0222
<3.25 Especies	Bocarte	13,42404	0,1492	2,85836	0,0318	
	Boga	17,63710	195,9678	12,33320	137,0356	
	Doncella	0,29396	5,1766	0,18390	3,2385	
	Linguado	14,41352	0,1602	12,94034	0,1438	
	Maragota	51,22332	668,6906	38,74536	505,7981	
	Muxos	5,71360	64,9632	1,25340	14,2511	
	Sáboga	3,31820	3,6869	2,40960	2,6773	
	Sardiña	1.152,47380	5.216,6122	955,28360	4.324,0411	
	Sargo común	33,25360	642,0904	34,70520	670,1192	
		Trancho	0,74500	8,2778	0,01660	0,1844
>3.25 Especies	Abadeixo	8,27382	1.298,5646	8,76454	1.375,5824	
	Agulla	31,18560	5.619,6801	2,10580	379,4675	
	Alcrique	0,47040	22,8152	5,99720	290,8747	
	Anguía	0,00600	0,0001	0,01980	0,0002	
	Bacoreta	0,11440	35,0093	0,22440	68,6721	
	Barbada da area	0,88930	31,2468	10,25586	360,3542	
	Bertorella de lama	7,25079	432,6558	7,40694	441,9736	
	Bolos	37,86746	5.943,2454	13,38380	2.100,5689	
	Burro	16,90540	2.310,9095	8,64320	0,0960	
	Cabra de altura	0,00000	0,0000	2,59080	185,8623	
	Cazón	35,02800	7.765,5609	35,02800	7.765,5609	
		Cazón liso	14,60520	3.237,9117	0,00000	0,0000

Tabla 98 (cont.). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica II-Pontevedra (Aldán, Bueu, Campelo, Marín, Pontevedra y Portonovo) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
>3.25	Especies				
	Choco	78,73280	3.482,6769	84,70100	3.746,6751
	Congro	9,07390	1.965,8550	7,57854	1.641,8861
	Corvina real	0,28060	15,6259	0,51444	28,6479
	Curuxo	2,55716	175,1925	1,27944	87,6551
	Dourada	0,30542	6,1753	0,17230	3,4837
	Escachos	109,10602	3.188,6452	106,59576	3.115,2824
	Escarapote de pedra	37,11000	1.303,9125	27,61500	970,2922
	Escarapote de pintas	0,02520	0,8854	0,00120	0,0422
	Faneca	183,12730	10.927,2425	164,20892	9.798,3790
	Fodón	0,13960	10,4868	0,54540	40,9706
	Fogoneiro	13,01500	813,2080	0,89840	56,1342
	Limanda	7,62480	165,1908	7,25600	157,2008
	Lirpia rapada	0,00000	0,0000	0,21880	4,6324
	Marraxo sardiñeiro	0,00000	0,0000	0,01156	4,0618
	Merlán	0,30060	65,1248	5,93540	1.285,9008
	Maruca	3,05600	603,8247	3,05600	603,8247
	Melgacho	0,00000	0,0000	1,64380	89,4554
	Mero	0,68780	51,6678	0,17380	13,0559
	Ollomol	3,81174	193,5890	3,27030	166,0906
	Pancho picudo	0,27144	9,1082	1,27524	42,7907
	Peixe sabre	0,00200	0,6263	0,03760	11,7746
	Peixe sabre prateado	0,00000	0,0000	3,70740	1.302,6476
	Peixe sapo	133,74510	45.923,5413	133,74380	45.923,0949
	Pescada	163,04918	54.711,1835	181,14230	60.782,3334
	Polbo	551,15967	77.096,5461	519,31641	72.642,2917
	Polbo cabezón	204,43100	9.042,8274	204,35380	9.039,4126
	Prago	121,30880	6.020,7389	0,54900	27,2477
	Raia	22,92848	2.432,9476	21,51146	2.282,5872
	Rapante	137,40064	7.477,3248	137,09292	7.460,5787
	Robaliza	6,39824	438,3470	5,94006	406,9568
	Rodaballo	2,89900	293,7688	1,49940	151,9410
	Salmonete de rocha	2,44600	71,4848	4,63580	135,4822
	Sanmartiño	2,84840	1.000,8257	2,92240	1.026,8267
	Serrán cabra	0,19140	4,7610	0,27640	6,8754
	Serrán riscado	7,36040	540,3298	1,91560	140,6249
	Solla	2,28440	46,1881	1,63020	32,9608
	Tapa	0,00000	0,0000	0,09580	10,4021
	Xarda	1.869,75660	92.798,8438	1.015,75440	50.413,4249
	Xuliana	134,56480	46.204,9985	138,64950	47.607,5463
	Xurelo	1.698,16900	82.364,1838	855,81480	41.508,5233

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 96 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa (Aguíño, Cabo de Cruz, Cambados, Carril, Coop. Ría Arousa, Illa de Arousa, O Grove, Pobra do Caramiñal, Rianxo, Ribeira, Vilanova y Vilaxoán)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
Algas	Choupa	0,0000	0,0000	0,03248	0,0005
	Golfo	0,00000	0,0000	10,21460	0,1702
Cefalópodos	Cadelucha	0,09740	2,5728	0,03400	0,8981
	Chopiño	90,85240	2.399,8558	107,03640	2.827,3544
	Conguito	12,15660	321,1152	5,80260	153,2750
	Lura	30,65254	0,5109	11,05488	0,1842
	Pota común	116,59780	3.079,9177	11,32820	299,2331
	Pota pequena	299,00020	7.898,0564	137,37620	3.628,7767
	Puntilla pequena	1,48940	2,4823	0,19420	0,3237
Crustáceos	Boi	1,75100	11,6181	2,52560	16,7577
	Camarón común	15,05580	125,7629	35,80740	299,1035
	Cangrexo común	0,00000	0,0000	1,38600	9,1963
	Cangrexo real	0,00300	0,0199	0,00000	0,0000
	Centola	54,31560	180,6231	79,05900	262,9057
	Cigala	17,02674	112,9745	1,22938	8,1571
	Gamba branca	17,61480	147,1385	0,79600	6,6491
	Lagosta	0,05092	0,3379	0,02680	0,1778
	Lagostino	0,00200	0,0167	0,04620	0,3859
	Longueirón	3,36200	0,0560	16,05900	0,2677
	Longueirón vello	5,54180	0,0924	0,28100	0,0047
	Lumbrigante	0,16800	1,1147	0,19680	1,3058
	Navalla	17,78360	74,4506	26,60300	111,3729
	Nécora	32,34110	214,5871	38,01392	63,3565
	Ostra	7,24900	12,0817	6,90240	11,5040
	Percebe	49,47746	824,6243	60,36830	1.006,1383
	Santiaguíño	0,02110	0,1112	0,04680	0,2467
Vieira	36,79120	61,3187	137,41820	229,0303	
Zamburiña	0,18440	0,3869	1,36860	2,8716	
Moluscos	Ameixa babosa	0,00000	0,0000	517,89390	863,1565
	Ameixa bicuda	16,75000	35,1450	22,19100	46,5614
	Ameixa fina	383,14492	638,5749	285,26178	475,4363
	Ameixa rubia	314,87536	660,6743	270,86844	568,3386
	Ameixa xaponesa	533,14240	888,5707	638,29024	1.063,8171
	Beberecho	1.457,55796	3.058,2613	1.625,87088	3.411,4169
	Caramuxo	0,39000	0,6500	0,27840	0,4640
	Choupa	31,72508	838,0144	26,17796	691,4878
	Cornicha	0,00080	0,0013	0,00000	0,0000
	Lapas	0,10900	0,1817	0,08040	0,1340
	Mexillón	182.076,89099	303.461,4850	149.288,8665	248.814,7777
	Ourizo	104,73660	348,2950	152,33120	506,5678
	Rabioso	0,01860	0,0310	0,00070	0,0012
	Reló	1.198,28740	1.997,1457	877,68440	1.462,8073
	Volandeira	61,45840	102,4307	99,66220	166,1037
Zamborca	0,25320	17,5919	0,00000	0,0000	
<3,25 Especies	Bocarte	21,47067	460,9929	5,54360	119,0257
	Boga	56,53800	942,3000	34,52440	575,4067
	Doncella	2,49840	65,9950	2,22060	58,6569
	Linguado	18,74732	421,4906	17,89470	402,3214
	Maragota	73,72720	500,5835	111,19620	754,9856
	Muxos	10,92400	186,3075	13,37360	228,0852
	Sáboga	0,00000	0,0000	0,68820	1,1470
	Sardiña	1.700,60282	11.546,5342	3.189,82290	21.657,8490
	Sargo común	24,05460	696,7017	48,92440	1.417,0144
	Trancho	0,89200	14,8667	0,71840	11,9733
>3,25 Especies	Abadeixo	37,74778	8.886,6927	63,67426	14.990,3805
	Agulla	1,39460	376,9627	1,32380	357,8254
	Alcrique	0,14940	10,8692	17,75400	1.291,6503
	Anguía	10,96360	619,1586	8,90440	502,8673
	Bacallao	0,13840	23,6040	0,00000	0,0000
	Bacoreta	4,82020	2.212,6555	98,55800	45.241,8788
	Barbada da area	1,16720	61,5168	3,20860	169,1081
	Bertorella de lama	1,12760	100,9262	1,36560	122,2284
	Bolos	297,00380	69.921,5031	144,03600	33.909,3763
	Cabra de altura	12,67500	1.363,9446	0,26520	28,5379

Tabla 96 (cont.). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica III-Ría de Arousa (Aguíño, Cabo de Cruz, Cambados, Carril, Coop. Ría Arousa, Illa de Arousa, O Grove, Pobra do Caramiñal, Rianxo, Ribeira, Vilanova y Vilaxoán) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
	Castañeta vermella	3,90040	897,3418	7,01900	1.614,8195
	Castañeta	7,32558	1.685,3526	56,06080	12.897,5744
	Cazón	0,40120	133,4165	1,51680	504,4023
	Choco	102,09180	6.773,9129	150,79440	10.005,3887
	Congro	268,32654	87.199,1758	325,14500	105.663,7037
	Castañeta vermella	3,90040	897,3418	7,01900	1.614,8195
>3.25	Especies				
	Corvina real	0,04700	3,9260	0,54000	45,1069
	Curuxo	6,88430	707,4708	7,23094	743,0936
	Dentón	0,00940	4,9542	0,11760	61,9806
	Dourada	0,84520	25,6335	1,41200	42,8236
	Escachos	64,55876	2.830,1140	51,55602	2.260,1025
	Escarpón	0,00000	0,0000	1,79960	55,8502
	Escarapote de pedra	0,52200	27,5118	8,28240	436,5208
	Escarapote de pintas	0,00400	0,2108	0,08460	4,4588
	Faneca	333,58048	29.857,2207	227,38784	20.352,4167
	Fodón	0,00200	0,2254	0,00200	0,2254
	Fogoneiro	0,02500	2,3431	0,00000	0,0000
	Marraxo azul	0,00000	0,0000	0,01120	5,9029
	Marraxo sardiñeiro	2,25000	1.185,8541	0,93140	490,8909
	Maruca	0,04400	13,0407	0,05690	16,8640
	Melga	0,00000	0,0000	0,00660	0,8539
	Melgacho	7,20800	588,3876	1,88460	153,8395
	Mero	2,12280	239,1982	4,62240	520,8543
	Ollomol	16,22094	1.235,7333	13,95580	1.063,1719
	Ovas de pescada	0,26818	134,9818	0,72180	363,3002
	Pancho picudo	2,09520	105,4567	2,13870	107,6462
	Peixe sabre	0,02100	9,8643	0,00000	0,0000
	Peixe sabre prateado	6,04660	2.840,2724	2,04340	959,8473
	Peixe sapo	91,44680	47.099,6047	115,20690	59.337,2261
	Pescada	71,89024	36.184,1773	246,83390	124.237,7455
	Polbo	743,80500	156.065,8360	549,82974	115.365,7720
	Polbo cabezón	124,87473	8.285,5873	92,57040	6.142,1567
	Prago	1,26840	94,4289	1,60370	119,3911
	Quenlla	25,85500	7.488,4734	19,79660	5.733,7580
	Raia	257,67246	41.012,5482	113,47306	18.060,9885
	Rapante	27,27616	2.226,5476	20,89032	1.705,2727
	Robaliza	30,25828	3.109,5174	33,34186	3.426,4040
	Rodaballo	10,37560	1.577,1099	10,46280	1.590,3645
	Salmonete de lama	0,01620	0,7102	0,00360	0,1578
	Salmonete de rocha	5,86620	257,1613	7,81520	342,6012
	Sanmartiño	9,45620	4.983,8550	10,79060	5.687,1456
	Serrán cabra	4,33860	161,8819	10,24660	382,3213
	Serrán riscado	1,43000	157,4653	6,38860	703,4844
	Solla	7,70960	233,8194	6,56380	199,0692
	Tiburón raposo	0,00000	0,0000	0,25160	68,0079
	Vello	1,02560	31,8293	0,43080	13,3698
	Xarda	1.941,15000	144.513,3092	2.583,12440	192.306,5477
	Xarda pintada	135,64540	10.098,4291	871,60480	64.888,5938
	Xuliana	0,00920	4,7385	0,00000	0,0000
	Xurelo	8.180,22500	595.132,9540	6.662,67540	484.727,2162

Fuente: elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 97 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros (Muros, Noia, Porto do Son y Portosín)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007		
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	
Algas	Touca	0,00000	0,0000	0,45740	0,0076	
Cefalópodos	Chopiño	20,58480	543,7452	25,65500	677,6739	
	Lura	2,14844	56,7508	0,37756	9,9732	
	Pota pequena	22,17020	585,6233	14,57050	384,8781	
	Puntilla pequena	0,66620	1,1103	0,60000	1,0000	
Crustáceos	Boi	0,17500	1,1611	0,15360	1,0192	
	Camarón común	0,01700	0,1420	0,04546	0,3797	
	Centola	8,95740	29,7873	12,32060	40,9714	
	Cigala	7,18472	47,6715	0,34920	2,3170	
	Gamba branca	1,19920	10,0171	0,03160	0,2640	
	Lagosta	0,02330	0,1546	0,02240	0,1486	
	Longueirón	0,00000	0,0000	1,72160	2,8693	
	Lumbrigante	0,01770	0,1174	0,01566	0,1039	
	Navalla	0,64600	2,7045	3,36820	14,1009	
	Nécora	0,31596	2,0964	0,20166	1,3380	
	Ostra	5,98272	39,6961	4,44500	29,4931	
	Moluscos	Ameixa babosa	83,52616	175,2553	128,95604	270,5767
		Ameixa bicuda	0,19740	0,4142	1,79900	3,7747
Ameixa fina		104,63234	174,3872	111,40810	185,6802	
Ameixa rubia		5,14454	10,7943	18,81822	39,4846	
Ameixa xaponesa		0,42156	0,7026	11,46656	19,1109	
Ameixón		0,00240	0,0050	0,00000	0,0000	
Beberecho		820,47482	1.721,5277	1.525,95052	3.201,7631	
Carneiro		3,33246	88,0266	0,12110	3,1988	
Cornicha		0,00000	0,0000	4,32072	7,2012	
Mexillón		18.927,95647	31.546,5941	15.519,44979	25.865,7497	
Ourizo		44,74260	148,7887	38,83900	129,1567	
Reló		10,07360	16,7893	10,67000	17,7833	
Bocarte		15,49220	332,6303	2,35090	50,4758	
^{3,25} Especies		Boga	101,85460	1.697,5767	131,11400	2.185,2333
	Doncella	0,97940	25,8707	0,21320	5,6317	
	Linguado	6,05964	136,2372	2,97396	66,8627	
	Maragota	19,41444	380,1663	10,99610	215,3215	
	Muxos	8,26260	140,9177	2,35220	40,1165	
	Sáboga	2,18100	3,6350	0,59700	0,9950	
	Sardiña	965,08640	18.047,4125	3.062,83840	57.276,0201	
	Sargo común	32,68700	946,7249	11,02040	319,1877	
	>sup>3,25</sup> Especies	Abadeixo	15,13090	3.562,1607	10,42488	2.454,2557
Agulla		2,72140	735,5990	3,94900	1.067,4213	
Alcrique		0,03000	2,1826	2,00660	145,9854	
Barbada da area		0,46640	24,5814	1,64400	86,6464	
Bertorella de lama		0,65980	59,0556	0,25880	23,1640	
Bolos		0,20340	47,8850	1,09900	258,7298	
Cabra de altura		0,41440	44,5932	0,28880	31,0775	
Castañeta vermella		0,00000	0,0000	0,01160	2,6687	
Castañeta		0,00000	0,0000	0,04760	10,9510	
Cazón		0,69060	229,6547	0,00000	0,0000	
Choco		1,36440	90,5296	2,26654	150,3876	
Congro		71,75602	23.318,8480	50,81236	16.512,7010	
Curuxo		1,25428	128,8971	0,72960	74,9780	
Dourada		1,07840	32,7061	0,05320	1,6135	
Escachos		29,34662	1.286,4913	56,46842	2.475,4513	
Escarapote de pedra		0,89940	47,4025	0,22880	12,0588	
Faneca		206,42934	18.476,5199	87,51284	7.832,8629	
Fodón		0,80300	90,4824	0,59400	101,3060	
Marraxo azul		0,00200	1,0541	0,31300	164,9655	
Marraxo sardiñeiro		0,63380	334,0419	0,03580	18,8683	
Maruca		0,00000	0,0000	0,00100	0,2964	
Melgacho		7,05420	575,8330	6,48200	529,1244	
Mero		0,49910	56,2388	0,14480	16,3161	

Tabla 97 (cont.). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IV-Ría de Muros (Muros, Noia, Porto do Son, y Portosín) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
^{>3,25} Especies	Morea	0,00600	1,5136	0,00000	0,0000
	Ollomol	9,12956	695,5023	3,55084	270,5078
	Ovas de pescada	0,94580	476,0451	1,18960	598,7558
	Pancho picudo	9,15190	460,6383	1,68376	84,7479
	Peixe sabre prateado	0,00000	0,0000	0,09400	44,1547
	Peixe sapo	22,14588	11.406,2186	30,49268	15.705,2316
	Pescada	76,47607	38.492,3409	112,55093	56.649,7281
	Piardas	5,12610	0,0854	7,96500	0,1328
	Polbo	422,07171	88.559,4669	278,17218	58.366,3377
	Polbo cabezón	81,82290	17.168,1547	24,43950	5.127,9179
	Prago	0,53260	39,6506	0,39060	29,0791
	Quen lla	0,05670	16,4222	0,00240	0,6951
	Raia	27,95070	4.448,7852	28,64544	4.559,3638
	Rapante	16,56014	1.351,8010	16,44456	1.342,3662
	Robaliza	2,88396	296,3726	4,79246	492,5011
	Rodaballo	1,92900	293,2115	1,03920	157,9603
	Salmonete de lama	0,15040	6,5932	0,02280	0,9995
	Salmonete de rocha	3,72280	163,1994	2,36300	103,5887
	Sanmartiño	11,12384	5.862,7785	8,24060	4.343,1775
	Serrán cabra	4,78990	178,7208	11,78980	439,9012
	Serrán riscado	1,29399	142,4885	0,21740	23,9391
	Solla	2,47680	75,1173	0,26160	7,9339
	Vello	1,89960	58,9537	2,54600	79,0146
	Xarda	575,94740	42.877,7089	991,64020	73.824,9011
	Xarda pintada	23,57580	1.755,1538	765,94320	57.022,3767
	Xuliana	0,11880	61,1878	21,35520	10.998,9795
	Xurelo	4.279,88660	311.373,0435	2.856,77060	207.837,5993

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 98 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra (Carnota, Corcubión y Fisterra)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		$\text{gC m}^{-2} \text{y}^{-1}$	PPR ($10 \times 10^{12} \text{gC}$)	$\text{gC m}^{-2} \text{y}^{-1}$	PPR ($10 \times 10^{12} \text{gC}$)
Algas	Carrapicho	0,00000	0,0000	1,38380	0,2306
	Touca	0,00000	0,0000	0,33700	0,0056
Invertebrados	Fideo de mar	0,00000	0,0000	0,15860	0,0026
Crustáceos	Boi	0,00140	0,0093	0,15060	0,9992
	Camarón común	0,43660	3,6470	0,89740	7,4961
	Centola	3,32100	11,0438	7,12100	23,6804
	Cigala	0,00000	0,0000	0,00320	0,0212
	Lagosta	0,00046	0,0031	0,00000	0,0000
	Longueirón	10,23540	17,0590	2,09420	3,4903
	Lumbrigante	0,01380	0,0916	0,01856	0,1231
	Navalla	13,40760	56,1306	9,82690	41,1401
	Nécora	2,98764	19,8233	3,09940	20,5649
	Ourizo	46,91340	156,0076	68,56020	227,9926
	Percebe	0,90840	15,1400	4,53396	75,5660
	Santiaguíño	0,00250	0,0132	0,18888	0,9955
	Cefalópodos	Cadelucha	6,16906	162,9550	0,00000
Chopiño		0,22000	5,8113	0,17980	4,7494
Lura		1,87990	49,6573	0,54392	14,3676
Pota pequena		0,04600	1,2151	0,01500	0,3962
Moluscos	Ameixa babosa	0,11666	0,2448	0,86606	1,8172
	Ameixa fina	0,97960	1,6327	0,75422	1,2570
	Ameixa rubia	4,22960	8,8746	0,00000	0,0000
	Ameixa xaponesa	0,00000	0,0000	0,43220	0,7203
	Berberecho	0,35360	0,5893	0,00000	0,0000
	Caramuxo	19,47840	40,8698	4,46098	9,3601
	Corno	3,30820	5,5137	0,00000	0,0000
	Lapas	0,00000	0,0000	0,38220	0,6370
	Reló	0,00680	0,0113	0,00000	0,0000
	Reloxo prateado	0,09820	0,1637	0,00560	0,0093
^{3.2} Especies	Boga	1,78860	29,8100	0,46240	7,7067
	Doncella	0,45760	12,0875	0,14620	3,8619
	Linguado	6,11095	1,3739	2,81652	63,3230
	Maragota	13,12238	2,5696	10,63181	208,1881
	Muxos	0,27600	4,7071	0,16260	2,7731
	Sardiña	9,46305	64,2510	7,94793	53,9638
	Sargo común	16,79795	4,8652	10,49890	304,0833
>sup>3.25</sup> Especies	Abadeixo	11,00356	2.590,4903	12,01080	2.827,6177
	Agulla	0,41300	111,6346	1,30830	353,6357
	Bacallao	0,00000	0,0000	0,00180	0,3070
	Bacoreta	0,33960	155,8893	0,03670	16,8467
	Barbada da area	2,19310	115,5865	0,62260	32,8139
	Bertorella de lama	0,61180	54,7593	0,74280	66,4845
	Cabra de altura	0,00000	0,0000	0,00320	0,3443
	Castañeta	0,04910	11,2961	0,48780	112,2252
	Castañeta vermella	1,15420	265,5399	0,04080	9,3866
	Cazón	0,24740	82,2713	0,22020	73,2261
	Choco	15,25116	1.011,9327	7,95940	528,1157
	Congro	42,26130	13.733,8279	20,30714	6.599,2945
	Corvina real	0,06910	5,7720	0,04060	3,3914
	Dentón	0,00000	0,0000	0,00300	1,5811
	Dourada	0,34480	181,7256	0,09100	47,9612
	Escarapote de pedra	2,28720	120,5460	1,23180	64,9216
	Escarapote de pintas	0,88600	46,6963	0,16300	8,5909
	Coruxo	2,72264	279,7944	1,29500	133,0818
	Escachos	5,84236	256,1162	3,82678	167,7576
	Faneca	33,45942	2.994,7954	16,45744	1.473,0281
	Fodón	0,24040	27,0884	0,00000	0,0000
	Fogoneiro	0,00080	0,0750	0,00000	0,0000
	Maruca	0,00340	1,0077	0,00000	0,0000
	Melgacho	0,12400	10,1221	0,10900	8,8976
	Mero	0,26480	29,8378	0,12600	14,1977

Tabla 98 (cont). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica V-Fisterra (Carnota, Corcubión, Fisterra) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
^{23,25} Especies	Morea	0,00870	2,1947	0,00880	2,2199
	Ollomol	0,80690	61,4707	1,39500	106,2730
	Ovas de pescada	0,53712	270,3461	1,11120	559,2951
	Pancho bicudo	5,34938	269,2478	2,92942	147,4451
	Peixe sapo	11,58890	5.968,8541	28,75592	14.810,7147
	Pescada	46,10887	23.207,7612	62,79797	31.607,8052
	Polbo	298,90263	62.716,0194	225,96825	47.412,8620
	Prago	0,47500	35,3625	0,30700	22,8553
	Quenlla	0,09660	27,9786	0,01190	3,4466
	Raia	28,81010	4.585,5720	20,46992	3.258,1036
	Rapante	0,32980	26,9215	0,05330	4,3509
	Robaliza	2,30690	237,0705	2,61990	269,2362
	Rodaballo	4,16080	632,4491	1,72000	261,4431
	Salmonete de rocha	1,42620	62,5215	2,10240	92,1646
	Sanmartiño	6,91948	3.646,8862	5,29240	2.789,3397
	Serrán cabra	1,77000	66,0423	1,06080	39,5806
	Solla	0,59640	18,0878	0,23820	7,2242
	Vello	0,03100	0,9621	0,04040	1,2538
	Xarda	18,34860	1.366,0031	13,42040	999,1121
	Xuliana	0,07140	36,7745	1,84266	949,0606

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 99 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VI-Costa da Morte (Baldaio, Caión, Camariñas, Crome, Laxe, Malpica, Muxía y Río Anllóns)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007		
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	
Algas	Bicho	0,19400	0,0216	0,04680	0,0005	
Crustáceos	Boi	0,08040	0,3556	0,13760	0,6087	
	Camaron común	1,56920	8,7385	3,76540	20,9686	
	Centola	15,07200	33,4140	12,39000	27,4681	
	Cigala	0,87400	3,8661	0,00050	0,0022	
	Lagosta	0,10500	0,4645	0,02100	0,0929	
	Longueirón	3,48180	0,0387	2,85080	0,0317	
	Longueirón vello	0,42880	0,0048	0,00000	0,0000	
	Lumbrigante	0,04290	0,1898	0,08000	0,3539	
	Navalla	5,04760	14,0878	5,16320	14,4104	
	Nécora	3,19972	14,1537	10,66530	47,1770	
	Ostra Rizada	0,00460	0,0051	0,00000	0,0000	
	Ourizo	112,66320	249,7696	173,90960	385,5503	
	Percebe	80,77150	897,4611	69,94682	777,1869	
Cefalópodos	Chopiño	8,74500	153,9988	4,86074	85,5973	
	Lura	0,54424	9,5840	1,13492	19,9859	
	Pota pequena	0,14340	2,5253	0,08760	1,5426	
Moluscos	Ameixa babosa	2,98542	4,1760	1,21670	1,7019	
	Ameixa bicuda	0,06160	0,0862	0,00000	0,0000	
	Ameixa fina	15,55982	17,2887	9,58612	10,6512	
	Ameixa xaponesa	25,97548	28,8616	57,59298	63,9922	
	Berberecho	13,89200	19,4322	272,17360	380,7181	
	Caramuxo	0,16700	0,1856	0,04680	0,0520	
	Choupa	26,97484	475,0249	15,62416	275,1403	
	Corno	0,28360	0,3151	0,00000	0,0000	
	Reló	0,17380	0,1931	0,01160	0,0129	
	Reloxo prateado	0,01460	0,0162	0,00120	0,0013	
	Zamborca	0,03080	1,4266	0,05580	2,5846	
	^{3.25} Especies	Boga	146,12665	1.623,6295	89,20654	991,1838
		Doncella	1,43920	25,3442	0,65080	11,4605
Linguado		12,52936	187,7960	3,93742	59,0159	
Maragota		31,30424	408,6586	26,93288	351,5931	
Muxos		10,95380	124,5439	2,85640	32,4770	
Saboga		8,23920	9,1547	4,48520	4,9836	
Sardiña		2.177,71278	9.857,3026	3.294,40375	14.911,9457	
Sargo común		2,51120	48,4885	0,99320	19,1776	
>sup>3.25</sup> Especies	Abadeixo	39,51610	6.201,9972	50,04248	7.854,0980	
	Agualla	18,20820	3.281,1381	0,48626	87,6246	
	Bacallao	0,01540	0,7469	0,01440	0,6984	
	Bacoreta	0,41880	128,1634	0,28940	88,5638	
	Barbada da area	4,51740	158,7253	3,57640	125,6619	
	Bertorella de lama	7,32100	436,8455	8,42900	502,9601	
	Cabra de altura	0,14880	10,6748	0,06800	4,8783	
	Castañeta	0,19488	29,8899	0,81786	125,4401	
	Castañeta vermella	0,08840	13,5584	0,42820	65,6756	
	Cazón	0,31380	69,5681	0,45030	99,8296	
	Choco	2,24480	99,2968	1,06560	47,1359	
	Congro	148,49734	32.171,8596	61,26122	13.272,2066	
	Corvina real	0,04420	2,4614	0,02180	1,2140	
	Curuxo	5,36566	367,6043	3,04658	208,7229	
	Dentón	19,81540	6.962,4219	8,85300	3.110,6271	
	Dourada	3,28860	66,4919	0,77440	15,6575	
	Escarapote de pedra	6,43620	226,1450	4,64280	163,1314	
	Escarapote de pintas	0,55980	19,6694	0,73020	25,6566	
	Faneca	73,49584	4.385,5114	32,09894	1.915,3502	
	Fodón	0,04460	3,3504	0,00000	0,0000	
	Marraxo sardiñeiro	0,09780	34,3634	0,05220	18,3412	
	Maruca	0,04142	8,1840	0,03266	6,4532	
	Melgacho	0,69600	37,8762	0,53720	29,2344	
	Mero	2,16440	162,5904	0,75320	56,5806	
	Morea	0,00200	0,3363	0,00220	0,3700	

Tabla 99 (cont.) Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VI-Costa da Morte (Baldaio, Caión, Camariñas, Crome, Laxe, Malpica, Muxía y Río Anllóns) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
^{>3.25} Especies	Ollomol	5,29148	268,7414	5,31228	269,7978
	Ovas de pescada	1,93830	650,3969	2,40258	806,1862
	Pancho picudo	1,53310	51,4432	0,24582	8,2485
	Peixe sapo	4,67606	1.605,6008	0,73364	251,9071
	Pescada	118,00198	39.595,5856	121,66111	40.823,4094
	Polbo	515,72370	72.139,7413	366,42780	51.256,1410
	Polbo cabezón	0,77880	34,4495	0,00680	0,3008
	Quenlla	2,27620	112,9712	1,90216	94,4071
	Raia	76,53496	8.121,1466	47,36990	5.026,4337
	Rapante	3,63930	198,0502	0,22546	12,2695
	Rei	0,53400	48,2279	0,35760	32,2965
	Robaliza	24,41590	1.672,7469	22,84868	1.565,3758
	Rodaballo	8,98800	910,7948	7,12340	721,8464
	Salmonete de rocha	11,28560	329,8239	12,11680	354,1159
	Sanmartiño	11,68720	4.106,4635	10,98980	3.861,4221
	Serrán cabra	2,84460	70,7585	0,94400	23,4817
	Solla	1,25560	25,3868	0,49660	10,0407
	Vello	2,22700	46,0763	0,77920	16,1215
	Xarda	1.001,48280	49.705,1038	516,78460	25.648,8002
	Xuliana	12,25120	4.206,6475	33,33060	11.444,6001
	Xurelo	3.354,04420	162.677,0439	1.358,86420	65.907,3041

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 100 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol (A Coruña, Barallobre, Ferrol, Miño, Mugardos, Pontedeume y Sada)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
Crustáceos	Boi	0,50960	3,3813	3,17040	21,0360
	Camarón común	0,56740	4,7396	13,47300	112,5416
	Cangrexo común	3,05900	25,5522	0,00000	0,0000
	Cangrexo real	0,17900	1,4952	0,03200	0,2673
	Centola	7,72020	25,6730	29,39780	97,7605
	Cigala	603,38668	4.003,5427	843,34780	5.595,7134
	Gamba branca	0,00200	0,0167	0,25920	2,1651
	Lagosta	0,49720	3,2990	1,74600	11,5849
	Lagostino	0,00000	0,0000	0,00400	0,0334
	Lumbrigante	0,07580	0,5029	0,58000	3,8484
	Navalla	0,00200	0,0084	0,00100	0,0042
	Nécora	4,84490	32,1465	13,03266	86,4733
	Ostra	0,20960	0,3493	2,76340	4,6057
	Ourizo	12,09620	40,2252	12,92140	42,9693
	Percebe	44,36838	739,4730	77,00678	1.283,4463
	Santiaguíño	0,01060	0,0559	0,18200	0,9592
Vieira	0,00400	0,0067	0,00220	0,0037	
Cefalópodos	Chopiño	0,00000	0,0000	0,00480	0,1268
	Lura	139,99140	3.697,8569	45,28352	1.196,1590
	Pota pequena	704,17260	18.600,6393	701,65300	18.534,0844
	Pota voadora	0,00000	0,0000	0,13620	3,5977
Moluscos	Alcrique	0,06460	4,6998	0,00000	0,0000
	Ameixa babosa	473,41698	993,3278	215,10144	451,3278
	Ameixa bicuda	0,00120	0,0025	0,10580	0,2220
	Ameixa fina	55,20774	92,0129	66,75898	111,2650
	Ameixa rubia	0,49178	1,0319	3,61254	7,5799
	Berberecho	51,39028	107,8275	80,11674	168,1017
	Carneiro	55,51460	12.771,9134	64,41920	14.820,5417
	Cornicha	0,00080	0,0013	0,00000	0,0000
	Corno	0,48360	0,8060	0,00000	0,0000
	Mexillón	12.060,29085	20.100,4847	9.888,49898	16.480,8316
	Reló	8,77760	14,6293	17,83780	29,7297
	Reloxo prateado	2,04880	3,4147	27,80320	46,3387
	Volandeira	0,00000	0,0000	0,00000	0,0000
^{3.25} Especies	Bocarte	88,20060	1.893,7397	12,46641	267,6641
	Boga	96,30996	1.605,1660	62,60407	1.043,4011
	Doncella	19,90500	525,7883	63,94389	1.689,0706
	Linguado	45,51400	1.023,2783	22,68531	510,0274
	Maragota	6,91200	135,3482	9,75692	191,0564
	Muxos	0,27780	4,7378	0,45180	7,7054
	Saboga	4,10560	6,8427	8,20600	13,6767
	Sardiña	3.514,47126	65.721,6935	2.878,22009	53.823,6009
	Sargo común	55,46640	1.606,4926	41,50653	1.202,1681
Trancho	0,00720	0,1200	0,00000	0,0000	
>sup>3.25</sup> Especies	Abadeixo	22,32980	5.256,9468	14,63108	3.444,4916
	Agulla	4,04260	1.092,7216	0,16947	45,8071
	Anguía	0,47296	26,7097	0,70480	39,8029
	Bacallao	12,01520	2.049,1783	5,61400	957,4611
	Bacoreta	0,76272	350,1176	0,62231	285,6649
	Barbada da area	0,04455	2,3480	0,13335	7,0282
	Bertorella de lama	81,96280	7.336,1050	66,40928	5.943,9825
	Breca	2,09400	87,6648	0,00530	0,2219
	Burro	0,88200	180,8495	0,47092	96,5590
	Cabra de altura	146,87620	15.805,2066	74,34140	7.999,8066
	Cazón	67,82820	22.555,8419	4,66000	1.549,6537
	Cazón liso	0,01260	4,1901	0,23580	78,4138
	Choco	9,66780	641,4701	23,64602	1.568,9418
	Congro	352,12620	114.431,8949	206,17039	67.000,0358

Tabla 100 (cont). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VII-A Coruña-Ferrol (A Coruña, Barallobre, Ferrol, Miño, Mugardos, Pontedeume y Sada) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
>3.25	Especies				
	Corvina real	2,68420	224,2145	2,59100	216,4294
	Curuxo	4,28330	440,1769	1,43760	147,7362
	Dentón	1,51160	796,6832	0,73340	386,5357
	Dentón ollón	1,17520	619,3848	1,91960	1.011,7180
	Dourada	63,37320	1.922,0044	42,34573	1.284,2761
	Escachos	10,77420	472,3172	3,05725	134,0230
	Escarapote de pedra	33,51000	1.766,1321	61,95180	3.265,1466
	Escarapote de pintas	0,36800	19,3953	1,89580	99,9174
	Faneca	31,32560	2.803,8072	11,17075	999,8416
	Fogoneiro	56,90440	5.333,2826	23,81700	2.232,2139
	Limanda	47,14880	1.532,2139	4,90720	159,4713
	Linguado	45,51400	1.023,2783	22,68531	510,0274
	Marraxo sardiñeiro	2,59880	1.369,6879	0,84184	443,6910
	Maruca	14,37080	4.259,2163	38,07705	11.285,2729
	Melga	60,38160	7.811,8405	152,44240	19.722,1622
	Melgacho	102,49240	8.366,4344	23,25400	1.898,2194
	Merlán	3,37440	1.096,5926	9,70680	3.154,4586
	Mero	19,36400	2.181,9451	22,69260	2.557,0134
	Morea	0,04380	11,0490	0,01480	3,7335
	Ollomol	25,95420	1.977,2264	16,05818	1.223,3339
	Ovas de maruca	0,51880	261,1252	0,00000	0,0000
	Ovas de pescada	1,02587	516,3468	3,56705	1.795,3839
	Palometón	1,77580	935,9288	1,39380	734,5971
	Pancho picudo	9,32980	469,5924	4,95740	249,5184
	Peixe sabre	48,47480	22.770,0915	23,54260	11.058,6770
	Peixe sabre prateado	0,00000	0,0000	0,02700	12,6827
	Peixe sapo	141,64740	72.955,3855	154,08985	79.363,8617
	Pescada	362,54140	182.476,2541	379,23667	190.879,4057
	Polbo	427,37520	89.672,2499	312,26315	65.519,3358
	Polbo cabezón	145,12740	30.450,7620	140,58580	29.497,8394
	Prago	3,08700	229,8187	1,50431	111,9918
	Quenlla	0,39500	114,4052	2,02760	587,2608
	Raia	15,00240	2.387,8635	7,00366	1.114,7413
	Rapante	24,69360	2.015,7337	15,30821	1.249,6059
	Robaliza	93,64380	9.623,3832	68,75877	7.066,0527
	Rodaballo	37,03400	5.629,2349	16,36173	2.487,0130
	Xarda	478,70900	35.638,5760	259,90293	19.349,0626
	Xarda pintada	0,20000	14,8895	0,07120	5,3006
	Xuliana	0,00620	3,1933	0,35220	181,4003
	Xurelo	1.518,15260	113.022,3095	973,43540	70.819,9940
	Salmonete de lama	14,37580	630,2034	11,66311	511,2851
	Salmonete de rocha	14,17380	621,3482	11,05020	484,4165
	Sanmartiño	23,18320	12.218,6192	16,57280	8.734,6325
	Serrán cabra	165,05860	6.158,6696	242,58808	9.051,4510
	Solla	15,18080	460,4086	5,20420	157,8348

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 101 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VIII-Cedeira (Cariño, Cedeira y Espasante)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		$\text{gC m}^{-2} \text{y}^{-1}$	PPR ($10 \times 10^{12} \text{gC}$)	$\text{gC m}^{-2} \text{y}^{-1}$	PPR ($10 \times 10^{12} \text{gC}$)
Crustáceos	Boi	0,06832	0,4533	0,20326	1,3487
	Camarón común	0,02380	0,1988	0,02100	0,1754
	Cangrexo real	0,24130	1,6011	0,00000	0,0000
	Centola	3,70540	12,3221	4,01480	13,3510
	Cigala	0,03744	0,2484	0,00000	0,0000
	Lagosta	0,08180	0,5428	0,01080	0,0717
	Longueirón	0,02560	0,0427	0,00000	0,0000
	Longueirón vello	0,09320	0,1553	0,00000	0,0000
	Lumbrigante	0,00200	0,0133	0,04120	0,2734
	Nécora	0,39800	2,6408	1,35884	9,0161
	Ourizo	0,00000	0,0000	8,49360	57,6688
	Percebe	87,68488	1.461,4147	91,34390	1.522,3983
	Santiagoño	0,00000	0,0000	0,00480	0,0253
Cefalópodos	Lura	0,78722	20,7943	1,22954	32,4782
	Pota pequena	0,77740	20,5349	0,38560	10,1856
Moluscos	Ameixa babosa	1,22130	2,5625	0,06322	0,1326
	Ameixa fina	15,02226	25,0371	3,91460	6,5243
	Ameixa xaponesa	5,03604	8,3934	7,63074	12,7179
	Berberecho	3,93432	8,2550	7,41780	15,5641
	Cadelucha	2,92002	77,1320	9,25742	244,5337
	Caramuxo	1,81490	12,3226	1,07520	7,3003
	Choupa	2,79614	73,8597	0,52340	13,8256
	Ostra	0,39060	10,3177	0,00040	0,0106
	^{3.25} Especies	Bocarte	0,07920	1,7005	0,00000
Boga		37,19451	252,5385	4,45839	30,2710
Linguado		7,56948	170,1825	0,00000	0,0000
Maragota		9,32188	182,5376	8,64994	169,3799
Muxos		1,04860	17,8838	0,71900	12,2625
Saboga		0,21120	0,3520	6,19380	10,3230
Sardiña		1.010,56168	18.897,8142	872,06348	16.307,8553
Sargo común		10,45480	70,9847	9,07280	61,6013
>sup>3.25</sup> Especies	Abadeixo	25,78584	6.070,5779	28,83694	6.788,8767
	Agulla	1,52700	412,7507	0,19820	53,5738
	Bacallao	0,00320	0,5458	0,00160	0,2729
	Bacoreta	8,94400	4.105,6369	2,12900	977,2922
	Barbada da area	0,23960	12,6280	0,29106	15,3402
	Bertorella de lama	1,28412	114,9355	1,26174	112,9324
	Castañeta	0,00000	0,0000	0,01878	4,3206
	Cazón	0,00680	2,2613	0,47700	158,6234
	Congro	66,55788	21.629,5871	34,85216	11.326,0493
	Corvina real	0,01478	1,2346	0,20060	16,7564
	Curuxo	3,52986	362,7490	2,28762	235,0892
	Dentón	0,95500	503,3292	0,00000	0,0000
	Dourada	1,48278	44,9703	0,84580	25,6517
	Escachos	3,06848	134,5154	1,28762	56,4464
	Escarapote de pedra	2,55020	134,4073	5,26920	277,7112
	Faneca	19,85978	1.777,5556	10,81822	968,2880
	Fogoneiro	0,02030	1,9026	0,00000	0,0000
	Marraxo sardiñeiro	0,81514	429,6165	0,28780	151,6839
	Maruca	1,54890	459,0628	0,04644	13,7639
	Melga	0,00000	0,0000	0,05440	7,0380
	Melgacho	0,00080	0,0653	1,23860	101,1067
	Melgas	0,14000	18,1124	0,06260	8,0988
	Mero	0,52580	59,2474	0,92640	104,3872
	Ollomol	17,39136	1.324,8975	4,82278	367,4060
	Ovas de pescada	11,60650	5.841,8429	29,05339	14.623,3069
	Pancho picudo	18,16362	914,2209	14,12066	710,7285
	Peixe sabre	0,02880	13,5282	0,00300	1,4092
	Peixe sapo	64,13437	33.032,3579	74,37000	38.304,2093
	Pescada	62,71827	31.567,6906	46,95046	23.631,3535
	Polbo	210,82008	13.988,1643	197,17962	13.083,1034

Tabla 101 (cont). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica VIII-Cedeira (Cariño, Cedeira y Espasante) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
^{>3,25} Especies	Prago	5,31720	395,8510	2,13340	158,8258
	Raia	9,14740	1.455,9499	25,04454	3.986,2250
	Rapante	0,05042	4,1158	0,00598	0,4881
	Robaliza	27,92558	2.869,7955	25,05744	2.575,0487
	Rodaballo	6,52620	991,9942	4,33060	658,2590
	Salmonete de lama	1,96970	86,3473	3,86600	169,4769
	Salmonete de rocha	4,81680	211,1579	4,48460	196,5950
	Sanmartiño	10,39820	5.480,3326	19,38220	10.215,3163
	Serrán cabra	1,81980	12,3558	0,63400	4,3047
	Solla	0,22600	6,8542	0,21800	6,6116
	Xarda	224,81420	16.736,8024	322,51400	24.010,2853
	Xuliana	0,00000	0,0000	0,29360	151,2185
	Xurelo	493,21500	35.882,6927	258,33860	18.794,8148

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.

Tabla 102 Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral de la zona ecogeográfica IX-A Mariña lucense (Burela, Celeiro, O Barqueiro, O Vicedo, San Cibrao y Viveiro)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
Crustáceos	Boi	3,57916	23,7482	2,35050	15,5958
	Cadelucha	11,81524	312,0982	1,67464	44,2354
	Cangrexo común	0,18140	1,5153	0,24680	2,0616
	Cangrexo real	0,00600	0,0398	0,02142	0,1421
	Caramuxo	1,61586	2,6931	0,55468	0,9245
	Centola	7,70880	25,6351	14,48460	48,1676
	Choupa	6,44080	170,1330	5,70230	150,6256
	Cigala	2,79983	18,5772	7,29324	48,3915
	Cornicha	0,12234	0,2039	0,00010	0,0002
	Corno	0,00200	0,0033	1,50620	2,5103
	Gamba branca	0,00210	0,0175	0,00160	0,0134
	Lagosta	0,19240	1,2766	0,12278	0,8147
	Longueirón	1,01320	1,6887	0,21240	0,3540
	Longueirón vello	1,39700	2,3283	0,00000	0,0000
	Lumbrigante	0,26800	1,7782	0,51220	3,3985
	Nécora	4,41250	29,2775	4,67120	30,9940
	Ostra	0,49612	0,8269	0,09946	0,1658
	Ourizo	10,50902	34,9471	15,24960	50,7116
	Percebe	21,27062	354,5103	10,20648	170,1080
	Rabioso	0,42340	0,7057	0,00000	0,0000
Cefalópodos	Lura	14,75073	389,6389	27,88697	736,6312
	Pota pequena	25,72490	679,5202	106,59191	2.815,6131
	Pota voadora	1,84120	48,6351	0,00000	0,0000
Moluscos	Ameixa babosa	0,49758	0,8293	0,45326	0,9510
	Ameixa fina	1,46284	2,4381	1,29442	2,1574
	Ameixa xaponesa	0,00000	0,0000	2,01800	3,3633
	Berberecho	3,63780	7,6329	5,56186	11,6699
	Lapas	0,00000	0,0000	0,30740	0,5123
^{3.25} Especies	Bocarte	22,28630	478,5053	7,08840	152,1938
	Boga	67,80686	1.130,1143	25,41440	423,5733
	Doncella	0,00230	0,0608	0,00000	0,0000
	Linguado	7,14305	160,5952	8,67271	194,9861
	Maragota	15,44749	302,4869	17,84060	349,3479
	Muxos	2,79700	47,7025	6,97790	119,0073
	Saboga	45,84882	76,4147	127,48402	212,4734
	Sardiña	1.308,17109	24.463,2018	2.279,17468	42.621,2674
>sup>3.25</sup> Especies	Abadeixo	23,40299	5.509,5994	42,83145	10.083,5058
	Agulla	22,10813	5.975,8650	27,32863	7.386,9735
	Alcrique	0,05760	4,1906	0,10560	7,6827
	Anguía	0,42100	23,7756	0,20856	11,7782
	Bacallao	6,08830	1.038,3525	0,42365	72,2530
	Bacoreta	0,23248	106,7172	0,52506	241,0226
	Barbada da area	0,01294	0,6820	113,60872	5.987,7053
	Bertorella de lama	5,49404	491,7453	2,75523	246,6075
	Breca	0,54044	22,6254	1,12900	47,2653
	Burro	2,49332	511,2423	3,54628	727,1471
	Cabra de altura	0,00000	0,0000	76,59486	8.242,2992
	Castañeta	1,02106	234,9092	569,80472	131.091,5782
	Castañeta vermella	28,68746	6.599,9531	93,27346	21.458,8694
	Cazón	8,11713	2.699,2992	7,70870	2.563,4785
	Choco	27,82572	1.846,2700	35,81685	2.376,4910
	Congro	162,73504	52.884,6715	365,28652	62.299,1891
	Curuxo	2,11240	217,0825	2,68760	276,1935
	Dentón	0,00000	0,0000	0,00110	0,5798
	Dourada	19,76204	599,3500	43,48948	1.318,9641
	Escachos	5,72464	250,9557	4,03490	176,8811
	Escarapote de pedra	0,20310	10,7043	0,47500	25,0347
	Escarapote de pintas	7,06354	372,2813	9,42722	496,8584
	Faneca	60,72500	5.435,2090	36,13798	3.234,5407
	Fodón	29,99366	3.379,7001	17,23610	1.942,1721
	Fogoneiro	19,26970	1.806,0248	3,45940	324,2273
	Marraxo sardiñeiro	0,54502	287,2484	0,31202	164,4497
	Maruca	0,04273	12,6641	0,05910	17,5166

Tabla 102 (cont). Productividad primaria requerida para las capturas de la pesca de bajura y litoral en la zona ecogeográfica IX-A Mariña lucense (Burela, Celeiro, O Barqueiro, O Vicedo, San Cibrao y Viveiro) (2)

Categoría de especie	Nombre en gallego	Promedio 1997-2001		Promedio 2002-2007	
		gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)	gC m ² y ⁻¹	PPR (10x ¹² gC)
^{>3.25} Especies	Melga	0,00000	0,0000	0,06380	8,2542
	Melgacho	38,85540	3.171,7582	35,00679	2.857,5974
	Merlán	0,09620	31,2625	0,56780	184,5203
	Mero	0,05638	6,3529	0,22501	25,3542
	Ollomol	0,46446	35,3834	0,46354	35,3134
	Ovas de pescada	2,89484	1.457,0442	4,20755	2.117,7640
	Pancho picudo	36,75706	1.850,0758	36,37415	1.830,8031
	Peixe sabre	3,57116	1.677,4827	33,22022	15.604,5502
	Peixe sapo	88,22087	45.438,0937	104,37743	53.759,5157
	Pescada	450,03605	226.514,5244	453,74611	228.381,8912
	Polbo	230,70197	48.406,0963	300,40905	63.032,0978
	Polbo cabezón	44,81829	9.403,8136	38,45255	8.068,1483
	Prago	4,67933	348,3631	3,12209	232,4310
	Quenlla	97,17972	28.146,4991	31,75519	9.197,3671
	Raia	70,26141	11.183,1881	56,96334	9.066,5940
	Rapante	128,55141	10.493,6265	101,34872	8.273,0759
	Robaliza	15,41067	1.583,6908	21,31950	2.190,9162
	Rodaballo	2,83338	430,6783	2,15244	327,1747
	Salmonete de rocha	19,94826	874,4879	26,50999	1.162,1396
	Sanmartiño	23,80785	12.547,8402	49,98460	26.344,1978
	Sargo común	20,79552	602,3078	26,28499	761,3012
	Solla	0,26240	7,9582	0,17360	5,2650
	Sollo rei	0,00000	0,0000	0,04420	2,4962
	Tiburón raposo	0,00000	0,0000	7,47280	2.019,9104
	Xarda	1.714,45616	127.636,5726	3.544,25701	263.860,2422
	Xarda pintada	124,61940	9.277,5735	115,77351	8.619,0209
	Xuliana	29,45086	15.168,6430	90,47288	46.597,9856
	Xurelo	4.334,31830	322.678,1449	3.769,18144	280.605,2511

Fuente: Elaboración propia a partir de PescadeGalicia.