

CUESTIONES BIOLÓGICAS Y ECONÓMICAS PARA EXPLICAR CIERTAS INCONGRUENCIAS DE LA POLÍTICA PESQUERA DE LA UNIÓN EUROPEA

González Laxe, Fernando

Instituto Universitario Estudios Marítimos Universidade da Coruña. Campus Elviña s/n. 15071, A Coruña -España.
email: laxe@udc.es

RESUMEN: La Comisión Europea en su documento “Comunicación de la Comisión relativa a una consulta sobre las posibilidades de pesca” [COM (2011) 298 final] confirma la verdadera complejidad y los problemas en lo tocante a la efectividad de los resultados referentes a la gestión pesquera, cuando afirma “el hecho de pescar en exceso supone que las capturas se realizan demasiado pronto, que la pesca capturada es demasiado pequeña, y que además se consume demasiado combustible”. El informe presentado en mayo del 2010, sobre las posibilidades de pesca en aguas de la Unión Europea (UE) para 2011, refrenda la falta de éxito de las medidas puestas en marcha desde que se aprobara la nueva reforma de la Política Pesquera Comunitaria (PPC). Dicha documentación ha sido complementada con nuevos informes de la UE en los que amplían los argumentos para abordar nuevas reformas, i.e., las relativas a las propuestas legislativas para el Reglamento Base de la PPC [COM (2011) 425 final] y para la Política de Mercados [COM (2011) 416 final]; junto a una comunicación sobre la Dimensión externa de la PPC [COM (2011) 424 final], y un informe sobre aspectos de los reglamentos que afectan a la conservación de recursos, acceso dentro de las 12 millas, la sostenibilidad y el ajuste de la capacidad pesquera [COM (2011) 418 final]. El trabajo que se expone vincula las razones del fracaso de la política pesquera a la luz de los modelos bioeconómicos y enfatiza sobre las acciones que se llevan a cabo para garantizar el lograr alcanzar los objetivos previstos para el año 2015, tal y como lo habían suscrito los Estados Miembros de la UE en la Cumbre del Desarrollo Sostenible, celebrada en Johannesburgo.

Palabras clave: pesquerías, Unión Europea, política pesquera, economía pesquera, modelo bioeconómico.

Biological and economical issues that explain contradictory fisheries politics in the European Union

ABSTRACT: The document of the European Commission entitled “Communication from the Commission concerning a consultation on Fishing Opportunities” [COM (2011) 298 final] confirms the actual complexity and the problems regarding fisheries management, when it declares “the fact of overfishing assumes that the catches are made too soon, that catch size is too small, and also that too much fuel is consumed”. The May 2010 report on the feasibility for fishing in waters of the European Union (EU) for 2011, confirms the failure of the implemented measures since the approval of the new reform of the Community Fishery Policy (CFP). This documentation has been completed with new reports from the EU in which arguments to undertake new reforms are broaden, i.e., those related to the legislation proposals for the Base Regulation of the CFP [COM (2011) 425 final] and for the Market Policy [COM (2011) 416 final]; together with a communication on External Dimension of the CFP [COM (2011) 424 final]; and an report on the aspects on regulation that affect resources conservation, access within 12 miles, sustainability, and the adjustment of the Fishing Capacity [COM (2011) 418 final]. This paper links the reasoning for the failure of the fisheries policy on the basis of bio-economical models, and underlines the actions underway for guaranteeing the objectives for the year 2015, as agreed by the States Members of the EU in the Sustainable development summit held in Johannesburg.

Keywords: fisheries, European Union, fishery politics, fishery economics, bioeconomical model.

González Laxe, F. 2015. Cuestiones biológicas y económicas para explicar ciertas incongruencias de la política pesquera de la Unión Europea. *CICIMAR Oceánides*, 30 (2): 13-25.

INTRODUCCIÓN

El estado de los recursos pesqueros está asociado, en general, a un deterioro sistemático de los mismos. Las razones esgrimidas para justificar dicha situación vienen determinadas porque su explotación se realiza en régimen de libre acceso (Boade *et al.*, 2002; García & Grainger, 2005); porque existe un exceso de capacidad de la flota en relación a los recursos (Gréboval & Munro, 1999; Froese *et al.*, 2010; Costello *et al.*, 2008); y porque al no existir una regulación pesquera eficaz sobre los stocks se permite ejercer una mayor intensidad en lo que se refiere a la presión pesquera, derivado de la implantación de nuevos desarrollos tecnológicos (Cunningham & Gréboval, 2004; Beddington *et al.*, 2007; Worm *et al.*, 2009).

Sea cual sea la causa principal de la explicación es fácil detectar varias consideraciones. En primer lugar, si cualquier individuo o empresa puede acceder libremente y sin cortapisas a los stocks pesqueros, su objetivo radica en obtener el máximo rendimiento en el corto plazo; sin preocupación por la conservación futura, ni por la apuesta sostenible del ecosistema (Grafton *et al.*, 2007). Ello pone de manifiesto que los pescadores apenas poseen incentivos para tener en cuenta la influencia de su función extractiva en un futuro a plazo medio. En segundo lugar, en el momento de no existir unos derechos de propiedad asignados sobre los stocks, la racionalidad económica individual supera a la colectiva; con lo que es fácil comprobar la existencia de un exceso de unidades productivas que incrementan su presión e inciden en los niveles de actividad pesquera. En

tercer lugar, en el sector pesquero se detectan externalidades negativas; es decir, la actividad creciente y sin regulación de las embarcaciones pesqueras, aumentando su esfuerzo pesquero, provoca una pérdida del bienestar; y, dicha pérdida de bienestar, no se logra compensar ni a corto, ni a medio plazo (Hilborn, 2007; Worm *et al.*, 2009). La existencia de externalidades negativas en la actividad pesquera no se llega a reflejar en el mercado. Emergen, a medio plazo y se plasman en situaciones en las que prevalece una sobreinversión que, posteriormente, se deriva hacia una situación de sobre-explotación de los stocks, poniendo en peligro su existencia y la continuidad de la explotación.

Desde hace un tiempo, los economistas han ido explicando el funcionamiento de la economía pesquera. No fue fácil su trabajo ya que debieron ir combinando los aspectos estrictamente económicos con los fundamentos de la biología y de la ecología; así como el comportamiento de los pescadores. Son reseñables los trabajos pioneros de Gordon (1954); Schaefer (1954, 1957) y de Scott (1955). A los que siguieron con importantes aportaciones, Smith (1968,1969), Clark (1990,2006), Anderson (1986), Hanneson (1993), Seijo *et al.* (1998) y Anderson & Seijo (2005).

¿Cómo explicar la situación? La teoría clásica de la economía de la pesca subraya que los empresarios maximizan sus beneficios cuando el coste marginal se iguala al ingreso marginal. En ese nivel de captura no se alcanza la eficiencia desde el punto de vista de la sociedad porque el coste privado subestima el coste social. La razón de esta argumentación se basa en que los pescadores no poseen incentivos para considerar las oportunidades de los otros pescadores y, entonces, se capturan más peces.

Por eso, en economía de la pesca lo significativo es llegar a estimar el nivel óptimo de la pesca que se definiría como la maximización del valor neto de la actividad pesquera. Es preciso calcular los beneficios netos (ingresos menos costes) actuales y de todos los años futuros (descontados a ciertas tasas) de tal modo que se pueda invertir en el stocks de peces, restringiendo los niveles de pesca actual (Milazzo,1998; Clark, Munro & Sumaila, 2005; World Bank, 2008).

De no aceptar estas tesis, los pescadores tenderán a pescar tanto como sea posible, contribuyendo al colapso de las pesquerías en el medio y largo plazo. Por eso, en la mayoría de los análisis de las pesquerías los niveles máximos de extracción no coinciden con los niveles de pesca determinados por los usuarios; y, en consecuencia, toda extracción superior o por encima de dicho nivel va a significar en el futuro una disminución de peces. En consecuencia, los pescadores están siendo impulsados a sobre-explotar los recursos siguiendo el ejemplo de la “*carrera olímpica por pescar*”; y cada pescador es incapaz de cambiar la situación individualmente,

porque su comportamiento y actitud no supone una mejora de los stocks (J.A. Anticamara *et al.*, 2011).

En este trabajo expondremos, en primer término, las bases de los modelos pesqueros aplicables en la gestión de las pesquerías. A continuación, procederemos a evaluar si dichas conceptualizaciones teóricas, seguidas por la Comisión Europea en sus sucesivos planteamientos de la PPC, conducen a mejorar las situaciones en sus cuatro ejes principales, biomasa, esfuerzo, capturas, precios. Finalmente, expresaremos nuestra opinión en torno a la consistencia y coherencia de los principios aplicados de cara a la reconstitución de los stocks y a la sostenibilidad económica de las explotaciones pesqueras.

Los pioneros modelos pesqueros

Los trabajos pioneros de Gordon (1954) y de Schaefer (1954,1957) subrayan que el crecimiento natural de las poblaciones da cuenta de los ingresos y de los costes en función del esfuerzo de pesca bajo un tratamiento microeconómico de carácter neoclásico. El equilibrio se alcanzará, en una situación de libre acceso y para una sola especie, con la máxima explotación del recurso; pero podrá ser económicamente ineficiente dado que una disminución del esfuerzo permite obtener un beneficio adicional, en la medida que implica tanto una disminución de los costes como un crecimiento de los ingresos. Este modelo, en consecuencia, no es completo ni real puesto que en una situación de libre acceso es difícil implementar una reducción del esfuerzo.

Clark (1990) define los rendimientos máximos sostenibles para poder garantizar la conservación del recurso; y lo hace teniendo en cuenta que los costes son crecientes. Admite, siguiendo a Gordon (1954), que habrá otros agentes que estarán interesados en incorporarse a la explotación para obtener los beneficios apetecidos y que, dadas las condiciones de acceso abierto, podrían llegar a provocar una situación de sobre-explotación o extinción del recurso. Anderson (1986), por su parte, al desarrollar un modelo dinámico que relaciona funcionalmente la cantidad existente de un recurso natural con su tasa natural de regeneración y con su tasa de uso, establece una analogía y una relación con el capital, cuestión que abre la vía a los gestores a analizar la cantidad de inversión, la depreciación y los precios.

Los modelos biológicos tienen una base logística basado en los parámetros del crecimiento y de la reproducción de las especies. De esta forma, el crecimiento r de una población X (medida en volumen) depende, inicialmente, del tamaño de la población inicial. O sea, $dX/dt = G = f(X)$, que significa que el crecimiento de la población de una especie será una proporción de la población inicial y de una tasa intrínseca de crecimiento. Esto es, $G = rX$

Pero en la medida que el tamaño de la población no pueda presentar un crecimiento infinito, ni tampoco el mismo e idéntico ritmo de crecimiento

de manera continuada (puesto que existen límites de reproducción) se admite que el crecimiento poblacional se “estabiliza” en ciertos volúmenes.

Verhulst (1838) caracteriza este comportamiento como sigmoidal; esto es, el crecimiento depende, también, de otros factores tales como la densidad de la población. Y, a mayor densidad poblacional, menor tasa de crecimiento, pero mayor población en términos de volumen. Su representación sería de la siguiente forma, $G = r X [(K-X)/K]$, o lo que es lo mismo, $G = r X (1 - X/K)$.

De tal manera que el crecimiento poblacional depende de la población existente; y, en su caso, en ausencia de captura, la población crecerá hasta la capacidad de carga K .

La representación tradicional adopta la fórmula siguiente: $dB/dt = rB(t)(1 - B(t)/K)$; en donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional; $B(t)$ se corresponde a la biomasa de la población en el tiempo t ; y K , es la capacidad de carga o nivel de saturación del sistema. Estos modelos parten de supuestos en los que variables importantes como la temperatura y calidad del agua, la salinidad, las corrientes, junto con otros factores se consideran constantes.

Schaefer (1954) introduce el término de tasa de captura, $C(t)$, que depende del esfuerzo pesquero $f(t)$ y de la población o biomasa disponible $B(t)$, en el tiempo t . El esfuerzo puede ser medido por la cantidad de pescadores, embarcaciones, artes de pesca utilizadas, tiempo de pesca empleado y por algunas otras tipificaciones. En la medida que no es fácil su utilización al máximo nivel posible, se considera que es una fracción de la población que es extraída por una unidad de esfuerzo, que se viene a denominar coeficiente de capturabilidad, q (Gulland, 1974). Se expresa de la siguiente forma, $F = qf$; esto es, la mortalidad por pesca F es directamente proporcional al esfuerzo f ; siendo q , la constante de proporcionalidad. En consecuencia, $C(t) = q f(t)B(t)$. Y la captura por unidad de esfuerzo (*cpue*) es directamente proporcional a la abundancia de la población; es decir, $cpue = C/f = qB$.

Dos apreciaciones relevantes. La primera, el coeficiente q implica, tácitamente, el estado de la tecnología predominante en la pesquería; es decir, guarda relación directa con la eficiencia de la tecnología de captura. Y la segunda, los cambios en las capturas están relacionados con modificaciones en el esfuerzo y en las variaciones de la población.

Los posibles cambios en la biomasa se representarían de la siguiente forma: $dB/dt = rB (1 - B/K) - C$; y, en condiciones de equilibrio, en las que las tasas de incremento poblacional compensan a las pérdidas debidas a la mortalidad; y, en consecuencia, no hay cambios en la biomasa en el tiempo, el rendimiento en equilibrio se podría definir mediante una ecuación equivalente a: $C(t) = rB(1 - B/K)$.

Siguiendo a Seijo *et al.* (1998), y despejando $B(t)$, se tiene que: $C / rB + B / K = 1$; y, sustituyendo, tendríamos: $qfB / rB + B / K = 1$

De esta forma, si quisiéramos representar la biomasa de la población de pesca en equilibrio (Be) en función del esfuerzo de pesca, tendríamos que: $Be = (1 - qf / r) K$; que significa lo siguiente, dado un esfuerzo de pesca determinado, la población en equilibrio (Be) alcanza un nivel dado donde la tasa de captura será igual a la de crecimiento. De ahí, la correlación inversa entre la población en equilibrio y el esfuerzo pesquero.

Asimismo, si queremos establecer una relación entre las capturas y el esfuerzo pesquero, bajo condiciones de equilibrio, la ecuación adoptaría la expresión siguiente: $C = qfK (1 - qf / r)$.

La anterior fórmula sugiere que para una cantidad de captura $C(t)$ con un esfuerzo desplegado de f , en una población en equilibrio, obtendríamos un rendimiento sostenible; es decir, una situación en la que las pérdidas por mortalidad natural y por pesca se compensarían con los aumentos de población y por reclutamiento.

El concepto de la función de producción permite representar el vínculo existente entre capturas, recursos y factores existentes. Reposa sobre tres hipótesis: a) podemos sintetizar el esfuerzo de pesca como una combinación de los factores movilizados para explotar el recurso; o sea, nos referimos al capital, al trabajo, y a la tecnología utilizada y disponible; b) el volumen total de capturas realizadas, en un tiempo dado, es función creciente de la biomasa del stock y del esfuerzo de pesca desplegado durante un tiempo; y c) la captura por unidad de esfuerzo (*cpue*) es proporcional a la abundancia del stock.

Lo que significa que el coeficiente de captura mide la tasa de mortalidad del stock en relación a la unidad del esfuerzo de pesca, cuestión que nos lleva a la conclusión que un incremento del progreso tecnológico tiene por efecto acrecentar el coeficiente de captura. Por tanto, los cambios en la captura obedecen a modificaciones en el esfuerzo y en las variaciones del tamaño de la población.

Gordon (1954) incorpora el componente económico en los modelos de rendimiento sostenible. Interpreta que los ingresos netos derivados de la actividad pesquera son función de los precios de las especies y de los costes por unidad de esfuerzo. Es decir, $\Pi = pC - cf$; ó $\Pi = (pqB - c) f$; con lo que la biomasa en equilibrio bioeconómico $B(ebe)$ se definiría igualando a cero los ingresos; o sea, $B(ebe) = c / qp$. Significa que la biomasa será siempre mayor que cero, dado que el esfuerzo se reduciría o cesaría cuando los costes totales superen a los ingresos totales (Seijo *et al.*, 1998). De esta forma, los ingresos sostenibles (bajo condiciones de equilibrio) serían $IT = prB (1 - B/K)$; y los costes $CT = [cr(1 - B/K)/q]$. Ecuaciones que ponen de manifiesto que: a) los in-

gresos se obtienen de multiplicar la función de la biomasa por el precio; y b) los costes se pueden exponer en función del esfuerzo pesquero desplegado.

El enfoque bioeconómico de Clark y Munro (1975) busca la senda óptima de explotación de una pesquería a lo largo del tiempo, incluyendo no solo los objetivos económicos sino también la dinámica de las poblaciones de peces. De esta forma, el recurso natural es considerado como un bien de capital y, como tal, susceptible de decisiones de inversión/desinversión en el mismo. Las ecuaciones que dan forma al modelo serían:

$$\text{Max} \int_0^{\infty} e^{-\delta t} \cdot (q p X - c) E dt$$

$$\text{Max} h(t) = \int_0^{\infty} \{ [p - c(x)] h(t) \} e^{-\delta t} \delta t$$

En donde p , $c(x)$, h y d , son respectivamente los precios unitarios del pescado; los costes unitarios de la actividad pesquera (dependientes del nivel de stocks); las capturas en un instante dado; y la tasa de descuento. Las propuestas de este modelo suponen que el nivel óptimo del recurso es aquel en el cual la propia tasa de interés del recurso se iguala a la tasa social de descuento. En consecuencia, se debería determinar la senda óptima del recurso compatible con el nivel de capturas que garanticen ese desarrollo sostenible del stock. Y, bajo este supuesto, la sociedad deberá invertir o desinvertir en el recurso los más rápido posible hasta alcanzar la trayectoria óptima.

El modelo pesquero actual

Utilizaremos las cuatro variables de orden estratégico: las capturas, el esfuerzo, la biomasa y los precios. Analizando dicho esquema tendríamos que, en primer lugar, se observa como se comporta la relación esfuerzo/capturas ($H=qEX$; donde H representa las capturas; q , el coeficiente de capturabilidad; E , el esfuerzo; y X , el stock de recursos). Es evidente que a mayor esfuerzo desplegado, las capturas aumentan; pero dichas dinámicas alcanzan un máximo, que viene determinado por el Máximo Rendimiento Sostenible (MSY, por sus siglas en inglés), a partir del cual cualquier incremento adicional del esfuerzo no se traduce en aumentos de capturas. Esto es, existe un tope, que está determinado por un nivel máximo, fácilmente establecido. A medida que se incrementa el esfuerzo habrá una correspondencia directa con los niveles de capturas hasta llegar al punto MSY. Después, si se sigue incrementando el esfuerzo, no habrá más incremento de capturas; sino lo contrario, entramos en una fase de sobrepesca.

En segundo lugar, si vinculamos el esfuerzo con la situación del stock expresada por la biomasa del stock, se advierte una relación directa negativa. A menor esfuerzo pesquero, se corresponde una me-

jora del nivel de la biomasa de los stocks; y, en sentido contrario, a mayores intensidades del esfuerzo, emergen posiciones más reducidas de los niveles de biomasa del stock.

Se observa, por tanto, una relación negativa, ya que el esfuerzo pesquero ejerce una presión sobre los recursos y, en este sentido, con esfuerzos pesqueros bajos o reducidos los niveles de stocks tenderían, en condiciones perfectas, al alza. La solución más simple sería que el esfuerzo fuera siempre constante. Significaría que los stocks de los recursos, al ser también función del esfuerzo pesquero, dependerían, asimismo, de la capacidad de carga del medio.

En tercer término, la biomasa del stock está relacionada con las perspectivas de precios. Cuando mayor sea la potencialidad de la biomasa (sensación y percepción de abundancia) la valorización de dichos stocks será menor. En sentido contrario, la perspectiva de una menor abundancia provocaría que la valorización estratégica de los precios tenderán al alza.

O sea, el precio del stock por el volumen de capturas sería equivalente al coste unitario del esfuerzo por el esfuerzo mismo, dando lugar a un punto de equilibrio. De esta forma, existe una relación negativa entre el nivel de precios y de los stocks, es decir $p=c/qB$. Supondría, pues, que a menores niveles de stocks, el precio es elevado; y, cuando los niveles de los stocks revelan abundancia, los precios son más bajos.

Finalmente, podemos establecer una relación entre los precios y las capturas. De esta forma, las mayores cantidades desembarcadas (capturas-descartes) se corresponderían, inicialmente, con una creciente valoración que llega hasta un límite. A partir del mismo, cualquier incremento de las capturas quedaría relacionado a un descenso de los precios. Esta situación está muy vinculada con las expectativas empresariales.

Por eso, los productores no deberían pescar más de lo aconsejado pues, si no se atuvieran a esa directriz, surgirían problemas sucesivos y complementarios del siguiente tenor: a) afectaría al esfuerzo (mayores costes); b) afectaría a la biomasa (incidencia negativa en el futuro) y c) afectaría a los precios (que descenderían e incidirían en la rentabilidad a medio plazo). Además, los productores no deberían pescar poniendo en peligro a la biomasa; pues también afectaría a los precios, implicaría a la potencialidad futura y no podrían justificar la inversión (encaminándose hacia situación de infrautilización de la capacidad).

Estas relaciones podrían y deberían estar escalonadas. Así, los vínculos entre capturas y precios no siempre son positivos como en los modelos clásicos de oferta. A partir de un punto (que depende de parámetros biológicos relativos a la reconstitución

de la biomasa y de los propios costes unitarios de esfuerzo de pesca) la curva se desplaza hacia atrás (los precios se elevan) y la oferta se ajustaría a la baja y no al alza, debido a que la oferta no puede seguir a la demanda y el esfuerzo de pesca colectivo se iría más allá del MSY, contribuyendo a un declive de las capturas (esto es, entraríamos en una fase de sobre-pesca).

Este modelo, expresado en la figura 1, muestra las consecuencias derivadas de un alza del coste del esfuerzo pesquero (provocado por cualquier incremento de inputs). Son obvias: aumento del coste del esfuerzo ---> descenso nivel del esfuerzo ---> reducción de capturas.

Para alcanzar éxitos en los sistemas de gestión pesquera es preciso combinar varios ejes de actuación sobre los objetivos biológicos, económicos, sociales e institucionales. Charles (2001) lo definía de manera muy gráfica bajo la expresión “la triangulación de los paradigmas”.

Es obvio que los objetivos económicos y sociales no se lograrán mientras que un stock esté en fase de agotamiento y no se puedan cumplir los criterios de sostenibilidad a medio/largo plazo. De la misma manera, es difícil cumplir los objetivos biológicos sin tener en cuenta los objetivos económicos y sociales. Por eso, es fácil afirmar que los objetivos pesqueros solo pueden obtenerse a partir de la ordenación de la capacidad y de los incentivos que poseen tanto los productores (comunidades pesqueras) como las autoridades responsables de los gastos (gobiernos y organismos) (Njomgang, 2007).

Desde la perspectiva económica es conocido el hecho que cuando múltiples pescadores compiten por pescar una misma población de pesca determinada, cada pescador intenta maximizar sus ingresos; y para ello, ejercita la pesca hasta que el valor de sus capturas supere el coste de las mismas. La situación de equilibrio global se alcanza cuando se compensa los costes con los ingresos. Para que dicho equilibrio se mantenga, la población de peces ha de sostenerse en niveles que pueda garantizarse la ecuación: crecimiento biológico + reproducción = capturas + mortalidad natural.

Sin embargo, los puntos de equilibrio no existen permanentemente. Los productores van más allá de neutralizar los costes; y los beneficios atraen a otros productores; y la racionalidad económica individual se aleja de la racionalidad económica colectiva. En consecuencia, la gestión se convierte en débil, frágil e inconsistente. De ahí el camino hacia la sobrecapacidad y la sobre-pesca.

Emergen sugerencias como la aplicación de principios de gestión fuerte, tales como: a) garantizar los objetivos biológicos y hacer cumplir la racionalidad colectiva; aunque sea muy difícil y compleja; b) apostar por la eliminación de los descartes;

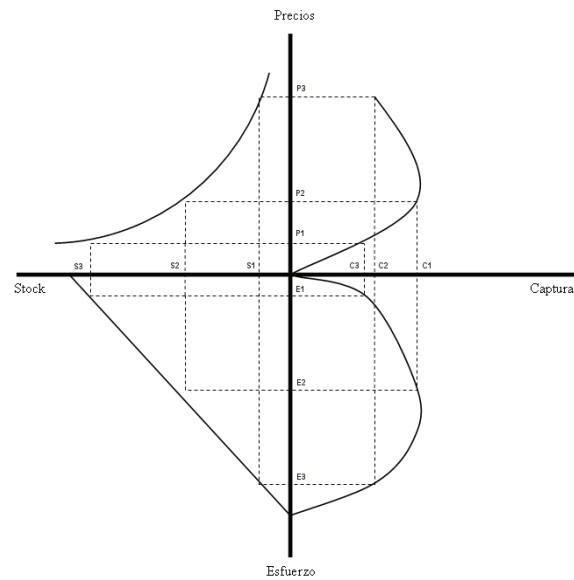


Figura 1 .- Interacciones entre el esfuerzo, capturas, stocks y precios.

y por la persecución de la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada; c) actuar sobre los inputs (número de barcos, áreas de pesca, tiempos de pesca, etc.) más que sobre los outputs (capturas, tamaño de peces).

Contraste de datos: evaluación del sistema de TAC: dinámica de capturas, capturas por unidad de esfuerzo, reclutamiento y biomasa

Sobre las bases del esquema propuesto en Villasante, *et al.* (2011) referido a las implicaciones del proceso de toma de decisiones de las Cuotas Totales Permisibles (TAC por sus siglas en inglés), procedemos a reflejar el seguimiento de cinco variables: la biomasa; la mortalidad pesquera; las capturas; las capturas por unidad de esfuerzo y el reclutamiento. El análisis lo efectuamos para aquellas especies sujetas a TAC's de las que disponemos de información estadística, por parte del International Council for the Exploration of the Sea (ICES) y en las áreas gestionadas por la Comisión Europea.

Al proceder al examen de cada variable obtenemos resultados que no llegan a poder establecer el éxito o el fracaso de la estrategia de gestión aplicada, sin embargo, si permiten subrayar que los objetivos finales no fueron cumplidos en su totalidad. Tomando las principales especies pesqueras y para el periodo 1986-2004¹, los resultados alcanzados son los siguientes:

En lo que respecta a la tendencia de las capturas, de los 39 stocks estudiados a lo largo del perio-

¹Véase Tabla 1 en el anexo, los datos globales referentes a la evolución de las capturas, mortalidad pesquera, capturas por unidad de esfuerzo, biomasa reproductora y reclutamiento de las principales poblaciones de peces en aguas comunitarias. Están recogidos en Villasante *et al.* (2011).

do 1986-2004, 32 de ellos sufrieron un descenso de las capturas; siendo las más intensas las correspondientes al bacalao (áreas VII b-k; VII a, Kattegat, subdivisiones 25-32, Skagerrat, IV, VII d); merluza (stock sur), arenque (subdivisiones 22-24 y 25-32); faneca noruega (IV, VII a); todos los stocks de sollas, carboneros (IV, III a, VI); lenguados (VIII ab) y merlán (IV, VIId). De las restantes 7 poblaciones, 2 de ellas, lenguado (área IV); y bacaladilla (área VII e-k) no sufren cambios ostensibles; y en 5 se aprecia un aumento en sus volúmenes de capturas, destacando el rape (áreas VIII c, IX a); la caballa y el lenguado (áreas III a, VII d). Es decir, predominan y se constata una disminución de las capturas.

En lo que atañe a la captura por unidad de esfuerzo (*cpue*), que es una medida de rentabilidad técnica, pues como hemos visto anteriormente, relaciona las capturas con el coste de las operaciones de pesca indicadas por el esfuerzo pesquero, de las 39 poblaciones analizadas, la *cpue* confirma los escasos rendimientos obtenidos en 27; destacando reducciones importantes en el arenque (subdivisiones 22-24); bacalao (Kattegat VII a, VII b-k, subdivisiones 25-32 y Skagerrat IV, VIId); lenguado (áreas VIII a,b); merluza (stock sur) y solla (área VIII f,g). Solo algunas de las poblaciones de solla (área VII a) y de lenguado (áreas VIII f,g) permanecen estables; y, en 10 se registra un aumento, nos referimos al rape (áreas VIII c, IXa); arenque (IV, III a, VII d) carbonero (IV, III a) y merlán (VII e,k).

En lo que hace referencia a la mortalidad por pesca se observa que para el total de 39 poblaciones, 12 experimentaron un aumento del esfuerzo pesquero, en donde sobresale el bacalao (zonas VII a, y subdivisiones 25-32); la merluza (stock norte); la caballa y la solla (VII e). En 20 especies, disminuyó la mortalidad por pesca (destacan rape (VIIIc, IXa); arenque (IV, IIIa, VIId), lenguado (IV, IIIa, VIIIab); y en 7 especies no se produjeron cambios notables (como por ejemplo, bacalao (Kattegat y Skagerrat), merluza (stock sur) y arenque (VIIj)). Analizando más en concreto la situación contemplamos que, en todos los stocks que aumentaron la mortalidad por pesca, se observa una caída de la captura por unidad de esfuerzo. Y, dentro de las poblaciones que disminuyeron la mortalidad por pesca, solo 5 stocks consiguen mejorar las capturas por unidad de esfuerzo, siendo éstas el rape (área VIII c, IX a); bacalao (subdivisión 22-24); eglefino (III a, IV); arenque (IV, III a, VII d); carbonero (IV, III a); lenguado (IV, III a, VIII a,b) y merlán (VII e-k). La razón fundamental por la que la mortalidad por pesca no haya descendido de manera más clara se debe a que la Comisión Europea ha ido aprobando cuotas de pesca más restrictivas a lo largo del periodo 1986-2004.

El reclutamiento resulta variable; y no deja a lugar a dudas que la oscilación de los tamaños del stock está condicionando a numerosas variables y a varias alteraciones del ecosistema. Sin embargo, las

tendencias del reclutamiento permiten apuntar que en 31 stocks se muestra un descenso considerable; solo en 7 poblaciones se aprecia un aumento del reclutamiento (rape (VIII a, IXa); merluza (stock-norte); arenque (subdivisiones 25-29 y 32); gallo (VII, VIII abde); y lenguado (III ab y VII fg); y, finalmente, en 2 stocks (caballa y merluza-stock sur) apenas se presentan oscilaciones significativas.

En lo tocante a la biomasa reproductora, que refleja la evaluación de las políticas de conservación, se muestra que en 29 de las 39 poblaciones existe una tendencia descendente a lo largo del periodo; y en 10 de ellas se aprecia un aumento del reclutamiento: son los casos del rape (áreas VIIIc, IXa); eglefino (III a, IV, VIb); arenque (IV, III a, VII d); carbonero (IV, III a, VI); lenguado (IV, III a, VII d) y merlán (VII e-k).

En suma, no existe una tendencia exacta ni un comportamiento lineal al tiempo de verificar y evaluar las medidas de ordenación y regulación pesquera. Por lo que de manera insistente se pone en tela de juicio el método aplicado (Lequesne, 2001; Froese *et al.* 2010; Khalilian, 2010; González-Laxe, 2010).

La correlación entre descenso de cuotas de pesca asignadas y los niveles de precios: el ejemplo español.

En este apartado, procedemos a distinguir cinco aspectos que, en el caso de España, corroboran la falta de acierto en lo que concierne a los principios tradicionales de la gestión pesquera.

En primer término, al efectuar un análisis de la evolución de la biomasa reproductora relacionada con el estado de los stocks de las principales especies comerciales para el sector pesquero español en las aguas comunitarias, atendiendo a los propios datos facilitados por el ICES, los resultados muestran una cierta preocupación. La situación de la mayoría de los stocks están sobre-explotados; y, ello es debido, a la caída de la biomasa derivada de una mayor captura y de una menor facilidad para incrementar los niveles de los individuos en edad de reproducción.

En segundo término, respecto al análisis relativo a la asignación de las cuotas a la flota pesquera española en relación tanto a las recomendaciones científicas, como a las propuestas de la Comisión Europea, se advierte una carencia de coherencia, por una parte; y de una falta de cumplimiento, por otro lado. Así, para la mayor parte de las especies pesqueras, las cuotas aprobadas por el Consejo Europeo fueron superiores a las recomendadas por la Comisión. De esta forma, existen supuestos en los que, por ejemplo, las oscilaciones anuales son muy elevadas (anchova para el año 2004). Otros supuestos (como el stock norte de la merluza) muestran que a pesar del incremento de la biomasa (6%), no evita una reducción de las capturas (37%), tal y como se

Tabla 1. Comportamiento de la biomasa reproductora de las principales especies pesqueras comerciales

| Especie | Zonas ICES | 1995-1999 | 2000-2004 | % variación | Estado |
|-------------|-------------------------------|-----------|-----------|-------------|-----------------|
| Gallo | VIII,abde | 63,04 | 70,47 | 11,79 | Sobre-explotado |
| Gallo | VIII c; IX c | 1,39 | 1,32 | -5,04 | Sobre-explotado |
| Lenguado | IV | 40,62 | 37,40 | 7,93 | Sobre-explotado |
| Lenguado | VII fg | 1,93 | 3,00 | 55,44 | Sobre-explotado |
| Lenguado | VIII,abd | 16,50 | 10,56 | -36,00 | Sobre-explotado |
| Merluza | Stock norte | 125,26 | 109,66 | -12,45 | Sobre-explotado |
| Merluza | Stock sur | 22,32 | 10,14 | -54,57 | Sobre-explotado |
| Rape | VII bk; VIII abde | 46,14 | 46,15 | 0,02 | Desconocido |
| Anchoa | VIII | 75,27 | 64,31 | -14,56 | Sobre-explotado |
| Bacaladilla | I; IX; XII; XIV. | 3.205,60 | 5.589,16 | 74,36 | Sobre-explotado |
| Caballa | II,IIIa,IV,Vb,VI,VII,VIII,IXa | 2.787,82 | 1.888,72 | -32,25 | Sobre-explotado |

Fuente: Elaboración a partir de Villasante *et al.* (2011) y datos ICES.

comprueba desde 1990, dado que las propuestas de la Comisión no fueron respetadas por el Consejo. Y, en sentido contrario, en lo que atañe al stock sur de la merluza, esta especie sufre una reducción de la biomasa (47%) y de las propias capturas (82%); con lo que las posibles recomendaciones no fueron del todo acertadas.

En tercer lugar, verificando los datos de las cuotas asignadas a la flota pesquera española en aguas comunitarias con el comportamiento de los precios de las mismas en los mercados se observa una escasa relación entre ambos. Esta carencia de correlación pone de manifiesto que no se cumplen ni los principios clásicos de los vínculos oferta/demanda, ni los efectos esperados en la PPC. Esto es, a menores posibilidades de pesca deberían corresponderle incrementos de precios. Sin embargo, ni los incrementos de precios se producen en todas las especies, ni se colige una elasticidad entre ambos parámetros.

Una cuarta cuestión consiste en corroborar si existe una correlación entre los descensos de las cuotas asignadas y los precios de referencia impuestos por la Comisión Europea. La respuesta es negativa. Las propuestas dictadas desde Bruselas presentan como precios de referencia unas variaciones anuales nada acordes con la mencionada asignación de cuotas. Las propuestas son muy estables a

lo largo de estos últimos años. Dos consideraciones llaman la atención. Primeramente, las propuestas comunitarias apenas incorporan las subas de los índices de precios al consumo, ni la inflación, ni tampoco están asociadas a los cambios registrados en la anual asignación de cuotas. Y, en segundo lugar, los sistemas de verificación de la rentabilidad del sector no asumen los intercambios pesqueros comerciales con países terceros, tal y como se desprende de los informes sobre la rentabilidad del sector.

Finalmente, en quinto lugar, si analizamos el comportamiento de los precios de referencia, dictados por la Comisión Europea, apenas tienen alguna relación con la determinación de los precios de origen contabilizados en el mercado nacional español. Para ello, sobre la base de los datos proporcionados por el Observatorio de Precios, del Ministerio del Medio Rural, Ambiente y Marino, del Gobierno de España, comprobamos la inexistencia de correspondencia con la evolución económica, con las trayectorias de las capturas, y con las asignaciones de las cuotas. Cada vez están más alejadas de los precios fijados por la Comisión Europea y su comportamiento debe responder a otras consideraciones. Ello significa un distanciamiento de los parámetros comunitarios con respecto a las realidades territoriales españoles. O sea, no solo los distintos apartados de la gestión pesquera funcionan de manera indepen-

Tabla 2. Cuotas asignadas a España (en toneladas)

| | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|-------------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|
| Lenguado | 580 | 467 | 467 | 468 | 467 | 468 |
| Cigala | 1.582 | 1.676 | 1.830 | 2.043 | 2.031 | 1.965 |
| Rape | 3.690 | 3.662 | 3.917 | 4.064 | 4.064 | 3.918 |
| Merluza | 14.769 | 15.763 | 16.572 | 18.692 | 19.650 | 19.625 |
| Gallo | 8.235 | 8.577 | 8.164 | 8.323 | 8.281 | 8.304 |
| Anchoa | 33.526 | 30.826 | 3.826 | 3.826 | 3.826 | 3.826 |
| Bacaladilla | 86.203 | 195.030 | 91.328 | 74.073 | 48.397 | 21.710 |
| Jurel | 44.249 | 44.382 | 44.263 | 44.289 | 48.980 | 48.784 |
| Caballa | 26.615 | 20.520 | 21.594 | 24.425 | 22.276 | 29.549 |

Fuente: Comisión Europea. Distintos reglamentos de asignación de cuotas.

Tabla 3. Precios de referencia dictados por la Comisión (€/Tn)

| | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Merluza | 3.731 | 3.731 | 3.675 | 3.675 | 3.638 | 3.403 |
| Anchoa | 1.245 | 1.270 | 1.308 | 1.334 | 1.294 | 1.287 |
| Cigala | 5.337 | 5.364 | 5.337 | 5.337 | 5.497 | 5.197 |
| Gallo | 2.442 | 2.453 | 2.491 | 2.541 | 2.541 | 2.402 |
| Lenguado | 6.748 | 6.613 | 6.679 | 6.813 | 6.949 | 6.742 |

Fuente: Comisión Europea. Distintos reglamentos.

diente, sino que apenas se corrobora una interrelación o causalidad directa entre una variable y sus consecuencias.

CONCLUSIONES

Los informes sobre las posibilidades de pesca en aguas comunitarias para 2011 y 2012, para el conjunto de los Estados Miembros, intentan desplegar un nuevo método de trabajo. En el mismo, se proponen cinco ejes directores. El primero, se re-define como objetivo de la Política Pesquera Comunitaria que las posibilidades de pesca se fijen en niveles que garanticen la explotación sostenible de los recursos atendiendo a los distintos planes económicos, sociales y medio-ambientales. El segundo, que las variaciones anuales de las cuotas se han de limitar a cantidades que las hagan posibles y viables. El tercer eje consiste en que se deben establecer niveles de captura y de presión pesquera con perspectivas planeadas a largo plazo, limitando la extracción de los stocks sobre-explotados al igual que se debe promover la reconstitución de los stocks agotados. En cuarto lugar se insiste en que las proposiciones de captura se basen sobre recomendaciones técnicas. Finalmente, en quinto término, se recomienda que se respete el principio de precaución, esto es, que se acepte y aplique el principio vinculante de la ley comunitaria (artículo 174(2) del Tratado Constitutivo de la UE y mencionado expresamente en el artículo 2(1) de la Resolución 2371/2002), en lo tocante a la conservación y explotación sostenible de los recursos.

Ello quiere decir que la Comisión Europea ve muchas dificultades a la hora de responder a los cinco grandes problemas que debe hacer frente la pesca europea: la sobrecapacidad de las flotas; la definición de unos objetivos estratégicos claros y viables;

el poseer una visión a largo plazo; que los pescadores asuman sus auténticas responsabilidades; y, por último, la apuesta por la existencia de una fuerte voluntad política en esta materia.

El análisis efectuado por Froese *et al.* (2010) revela el enorme fracaso de la PPC y señala, con evidente temor, que en el año 2015 no se lleguen a alcanzar los objetivos de lograr el Rendimiento Máximo Sostenible (MSY, por sus siglas en inglés) en la gestión pesquera, ni tampoco la aplicación ni la implementación del principio de precaución. El trabajo de Villasante *et al.* (2011) abunda en las mismas tesis al señalar que el actual sistema de asignación y distribución de la política pesquera comunitaria impide una adaptación de la flota pesquera a horizontes de sostenibilidad futura. Y, recientemente, el informe del Tribunal de Cuentas Europeo (2011) ratifica dichas aseveraciones al subrayar que las medidas de la UE con el objetivo de adaptar las capacidades de la flota pesquera a las posibilidades de pesca existentes no fueron un éxito. Una síntesis de las mencionadas tesis las exponemos en la figura 2.

A pesar de los signos de mejora, los progresos son limitados; porque, lejos de que los stocks se recuperen, los esfuerzos pesqueros desplegados continúan siendo muy elevados y la sobre-pesca en determinadas áreas y para ciertas especies concretas, se mantiene a lo largo del último decenio (Sissenwine & Symes, 2007).

La razón hay que buscarla, de nuevo, en los propios sistemas de regulación pesquera. La Unión Europea prosigue apostando por un sistema de establecimiento de cuotas y un mecanismo de reparto de las mismas bajo el *principio de la estabilidad relativa*¹. Y en base a dichos procedimientos se constata, una vez más, la continuidad del fracaso del mismo.

Tabla 4. Precios en mercados centrales de distribución (€/kg)

| | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|---------------------|------|-------|-------|------|-------|------|
| Merluza (2,5-5 kg) | 6,22 | 10,30 | 10,70 | 8,04 | 12,00 | 7,78 |
| Pescadilla (1,5 kg) | 4,84 | 6,10 | 3,40 | 6,20 | 4,80 | 3,10 |
| Anchoa | 2,80 | 2,00 | 3,70 | 2,74 | 4,00 | 3,25 |
| Gallo | 4,12 | 8,00 | 6,96 | 5,85 | 6,50 | 5,69 |

Fuente: Ministerio del Medio Ambiente, Rural y Marino. Observatorio de Precios

Figura 2. Aspectos negativos y positivos de la gestión pesquera de la UE

| RASGOS NEGATIVOS | RASGOS POSITIVOS |
|---|---|
| Los niveles de sobre-pesca y el agotamiento de los stocks son debidos a que los niveles de captura y del esfuerzo de pesca autorizados son demasiado elevados. | El número de stocks de los que se sabe que no están en situación de sobre-explotación ha pasado de 2, en el año 2005, a 11 stocks en el año 2010. |
| Los TAC adoptados por el Consejo sobre la propuestas de la Comisión sobrepasan en un 48% los niveles de actuar sosteniblemente. | El número de stocks en los que se ha formulado recomendaciones de parada de captura ha disminuido de 20 a 14 en idéntico periodo. |
| Las divergencias ente la proposición de la Comisión Europea y las opiniones de los científicos siguen siendo muy elevadas; y, como consecuencia de ello, los niveles de variación del TAC se limitan, anualmente, a un número muy reducido de especies. | El número de stocks que se sitúan fuera de los límites de seguridad ha pasado de 30, en el año 2003, a 22 en el año 2010. |

Un ejemplo de dicha afirmación es el balance que, para los stocks del Atlántico nor-oriental y aguas adyacentes, efectúa la propia Comisión Europea, en su Informe sobre las posibilidades de pesca para el año 2011 (Comisión Europea, COM(2011) 298 final, Bruselas 25.5.2011). Sus conclusiones son las siguientes:

En dos tercios de los TAC, falta el necesario dictamen científico en relación a la sobrepesca. Las estimaciones sobre las que se puede pescar no siguen, generalmente, las recomendaciones científicas. Así, los stocks sobre los cuales los límites biológicos de seguridad no son respetados son superiores a los que son respetados, 19 por 15, respectivamente. En tanto que las poblaciones cuyo estado se desconoce debido a la escasez de datos, se cifra en 61.

Los stocks que son explotados en tasas que garantizan el rendimiento máximo sostenible son muy inferiores a aquellos en los que las tasas de explotación del stocks está sobre-explotado (13 y 22, respectivamente)

Los excesos del TAC con respecto a los niveles de captura sostenible, aunque son decrecientes, también alcanzan el 23% en el año 2011.

A la vista de este marco, se subrayan varios elementos claves. En primer término, se requiere poner en marcha medidas en base a los nuevos conceptos de índices de precaución, umbrales en los niveles de esfuerzo pesquero, ó determinación de límites

en lo que respecta a la biomasa. En segundo lugar, se debe tener en cuenta que la continuación en la aplicación de las líneas expuestas por la Comisión Europea apenas van a proporcionar resultados óptimos. Finalmente, y lo que es peor, no concluiremos logrando la reconstitución de los stocks en el año 2015, ni tampoco se pondrá en aplicación el principio de precaución.

El documento de la Comisión Europea insiste en la “*adaptación del esfuerzo de pesca*”, en “*los ajustes en los esfuerzos*”; y en los “*planes a largo plazo*”. Asimismo, abunda en las referencias a los descartes; a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada; y enfatiza en el funcionamiento de los comités regionales.

No obstante, la Política Pesquera Comunitaria no se sustenta en una política de sostenibilidad (González-Laxe, 2010). Simplemente, se basa en postulados que buscan asegurar el aprovisionamiento del mercado común de los productos pesqueros y, en consecuencia, las medidas propuestas para proteger los stocks de los recursos son escasas (Khalilian *et al.*, 2010). Además, los Estados Miembros todavía no han transferido en su totalidad las competencias a la Comisión Europea, manteniendo en sus legislaciones nacionales, tanto las políticas de vigilancia, inspección, control y de sanción, dando lugar a tratamientos diferenciados según flotas y áreas de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido elaborada en el marco del Proyecto “La reforma de la gobernanza pesquera internacional (DER 2013-45923R) financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, dentro del Programa de Investigación, Desarrollo e Innovación, orientada a los retos de la sociedad

REFERENCIAS

Anderson, L.G. 1986. *Economics of Fisheries Management*. John Wiley & Sons. New York.

Anderson, L.G.& Seijo, J.C. 2005. *Bio-economics of Fisheries Management*. New York. John Wiley & Sons Inc., New York.

Anticamara, J.A., Watson, R., Glechu, A. & Pauly, D. 2011. Global fishing effort (1959-2010): Trends, gaps, and implications. *Fisheries Research*, 107: 131-136.

Beddington, J.R., Agnew, D.J. & Clark, C.W. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.

¹Consistente en asegurar a cada uno de los EEMM un porcentaje fijo de los stocks de pesca a los que tiene acceso. Dicho criterio trata de respetar la necesidad específica de las regiones particularmente dependientes de la pesca y de las actividades tradicionales de pesca de cada país. Fue aplicado y distribuido por vez primera en 1983, con el nacimiento de la Europa Azul; y se modificó parcialmente con la entrada de España y Portugal, en 1986; y, posteriormente, con la integración de Suecia y Finlandia, en 1996. Sin embargo, los países pioneros de la UE continúan poseyendo porcentajes elevados, destacando la discriminación existente en el reparto con respecto a los nuevos países adheridos.

- Boade, J.P., Boncoeur, J. & Billo, D. 2002. Regulating the access to fisheries. Learning from European experiences. *Marine Policy*, 25(4): 313-322.
- Charles, A. T. 2001. *Sustainable Fisheries Systems*. Blackwell Science Ltd. Malden. M.A.
- Clark, C.W. 1990. *Mathematical Bio-economics: the optimal management of renewable resources*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Clark, C.W. 2006. *The worldwide crisis in fisheries: economic models and human behaviour*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Clark, C.W. & Munro, G.R. 1975. The economics of fishing and modern capital theory: a simplified approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2: 92-106.
- Clark, C.W., Munro, G.R. & Sumaila, U. 2005. Subsidies, Buybacks, and Sustainable Fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50: 47-58.
- Commission of the European Communities 2009. *Green Paper: Reform of the common fisheries policy*. COM(2009) 163 final, Brussels.
- Comisión Europea 2011. *Comunicación de la Comisión relativa a una consulta sobre las posibilidades de pesca*. COM (2011). 298 final, Bruselas 25.5.2011.
- Comisión Europea 2011. *Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la Política Pesquera Común*. COM (2011). 425 final. Bruselas 13.7.2011.
- Comisión Europea 2011. *Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establece la organización común de mercados en el sector de los productos de la pesca y de la acuicultura*. COM (2011). 416 final. Bruselas 13.7.2011.
- Comisión Europea 2011. *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Consejo Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, sobre la dimensión externa de la Política Pesquera Común*. COM (2011). 424 final, Bruselas 13.7.2011.
- Comisión Europea 2011. *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo Económico y Social y al Comité de las Regiones, sobre la reforma de la Política Pesquera Común*. COM (2011). 417 final. Bruselas 13.7.2011.
- Costello, C., Gaines, S.D. & Lynham, J. 2008. Can catch shares prevent fisheries collapse?. *Science*, 321: 1678-1681.
- Cumminhan S. & Gréboval, D. 2004. Management of fishing capacity. A review of policy and technical. *FAO Fish. Tech*. Paper 409. Roma.
- Froese, R & Proelb, A. 2010. Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline?. *Fish & Fisheries*, 11: 1-9.
- García, S.M. & Grainger, R.J.R. 2005. Gloom and doom? The future of marine captures fisheries. *Phil. Transf. R. Soc. B.*, 360: 21-46.
- González-Laxe, F. 2010. Dysfuncions in common fishing regulations *Marine Policy*, 34, 182-188.
- Gordon, H.S. 1954. The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62: 124-142.
- Grafton, R.Q., Kompas, T. & Hilborn, R. 2007. Economics of exploitation. *Science*. 318, 1601-1602.
- Gréboval, D. & Munro, G. R. 1999. Overcapitalization and excess capacity in world fisheries: Underlying Economics and Methods of Control. *FAO Fish. Tech*. Paper, chapter 1: 1-48.
- Gulland, J.A: (1974). *The management of marine fisheries*. Scientechica. Bristol.
- Hannesson, R. (1993). *Bio-economics analysis of fisheries*. John Wiley & Sons Inc. New York.
- Hilborn, R. (2007). Reinterpreting the state of fisheries and their Management. *Ecosystems*, 10, 1362-1369.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) 2007. *Report of the ICES Advisory Committee*. Copenhagen.
- Khalilian, S., R. Froese, A. Proelss & T. Requate, 2010. Designed for failure. A critique of the Common Fishery Policy of the European Union. *Marine Policy*, 34: 1178-1182.
- Lequesne, C. 2001. *L'Europe Bleue. A quoi sert une politique communautaire de la pêche*. Presses de Science Po. Paris
- Milazzo, M. 1998. Subsidies in World Fisheries. A reexamination. *The World Bank*, Tech. Paper 406, Washington D.C.
- Njomgang, Cl. 2007. *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*. L'Harmattan. Paris.

- Seijo, J.C., Defeo, O. & S. Salas. 1998. Fisheries bio-economics theory, modelling and management. *FAO. Fish. Tech.* Paper 368. Roma.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of population, *Bulletin of the International American Tropical Tuna Commission.* 1, 26-56.
- Schaefer, M.B. 1957. Some considerations of populations dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. *Journal of The Fisheries Research Board of Canada,* 14: 669-681.
- Scott, D. 1955. The fishery: the objectives of sole ownership. *Journal of Political Economy,* 63: 116-124.
- Sissenwine, M. & Symes, D. 2007. Reflections on the Common Fishery Policy. *Report to the General Director for Fisheries and Maritime Affairs on the EC.* July, 2007.
- Smith, V.L. 1968. Economics of Production from Natural Resources. *American Economic Review,* 58: 409-431.
- Smith, V. L. 1969. On models of commercial fishing. *Journal of Political Economy,* 77, 181-198.
- Tribunal de Cuentas Europeo 2011. ¿Han contribuido las medidas de la UE a adaptar la capacidad de la flota pesquera a las posibilidades de pesca existentes?. Informe Especial nº 12/2011. Luxemburgo.
- Verhulst, P.F. 1838. Notice sur la Loi que la population poursuit dans son accroissement. *Correspondence Mathématique et Physique,* 10: 113-121.
- Villasante, S., García-Negro, M.C., González-Laxe, F., Rodríguez G. 2011. Overfishing and the Common Fisheries Policy. En: (successful) results from TAC regulation?. *Fish and Fisheries,* 12(1): 34-50.
- World Bank. 2008. *The Sunken Billions. The economics justification for fisheries reform.* The World Bank. Washington D.C.
- Worm, B., Hilborn, R, Branch, J.K., Collie, J.S., Castello, C., Fogerty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanagan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R. & Zeller, D. 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science,* 325: 578-584.

ANEXO

Tabla 1. Evolución de las capturas, mortalidad pesquera y capturas por unidad de esfuerzo de las principales especies comerciales en aguas comunitarias (1986-2004).

| Stocks | Capturas (t) | | | | Mortalidad pesquera | | | | Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) (t) | | | |
|--|--------------|---------|---------|---------|---------------------|-------|-------|---------|--|-----------|-----------|---------|
| | 1986 | 1996 | 2004 | 86-04 % | 1986 | 1996 | 2004 | 86-04 % | 1986 | 1996 | 2004 | 86-04 % |
| Anchoa, VIII | 7.923 | 34.373 | 16.361 | 51,53 | 0,649 | 0,550 | 0,438 | -32,51 | 23.587 | 62.269 | 48.549 | 105,82 |
| Arenque, VIa (Norte) | 70.764 | 26.105 | 25.021 | -64,64 | 0,506 | 0,166 | 0,200 | -60,47 | 139.850 | 157.259 | 125.105 | -10,54 |
| Arenque, VIId | 25.024 | 18.816 | 11.536 | -53,90 | 0,529 | 0,497 | 0,535 | 1,22 | 47.313 | 37.882 | 21.547 | -54,46 |
| Arenque, IV, IIIa, VIId | 671.488 | 275.098 | 587.698 | -12,43 | 0,569 | 0,403 | 0,293 | -48,49 | 1.179.498 | 681.948 | 2.004.427 | 69,94 |
| Arenque, Subdivisiones 22-24 | 191.573 | 121.266 | 76.815 | -59,90 | 0,388 | 0,770 | 0,444 | 14,53 | 494.382 | 157.407 | 173.007 | -65,01 |
| Arenque, Subdivisiones 25-29,32 | 240.516 | 162.578 | 93.006 | -61,33 | 0,237 | 0,308 | 0,169 | -28,76 | 1.014.407 | 527.337 | 550.657 | -45,72 |
| 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, VIId-k | 10.475 | 12.681 | 3.128 | -70,14 | 0,778 | 0,903 | 0,809 | 3,90 | 13.454 | 14.043 | 3.867 | -71,26 |
| Bacalao, VIIa | 9.819 | 4.962 | 3.616 | -63,17 | 0,856 | 0,993 | 1,195 | 39,60 | 11.471 | 4.997 | 3.026 | -73,62 |
| Bacalao, IIIa (Kattagat) | 9.096 | 6.126 | 1.042 | -88,34 | 1,172 | 0,921 | 1,207 | 2,96 | 7.756 | 6.648 | 863 | -88,87 |
| Bacalao, Subdivisiones 22-24 | 26.692 | 50.845 | 20.854 | -21,87 | 1,727 | 1,238 | 1,196 | -30,75 | 15.450 | 41.054 | 17.432 | 12,83 |
| Bacalao, Subdivisiones 25-32 | 252.558 | 121.877 | 67.768 | -73,17 | 1,094 | 0,963 | 1,378 | 26,03 | 230.942 | 126.560 | 49.168 | -78,71 |
| Bacalao, IIIa (Skagerrak), IV, VIId | 341.047 | 204.140 | 54.385 | -84,05 | 1,019 | 1,087 | 1,021 | 0,19 | 334.688 | 187.801 | 53.266 | -84,08 |
| Caballa ¹ , stock combinado | 602.201 | 563.472 | 650.221 | 7,97 | 0,232 | 0,254 | 0,399 | 72,22 | 2.601.300 | 2.221.893 | 1.630.853 | -37,31 |
| Carbonero, IV, IIIa, VI | 198.600 | 115.000 | 104.200 | -47,53 | 0,825 | 0,420 | 0,190 | -76,97 | 240.727 | 273.810 | 548.421 | 127,82 |
| Eglefino, IIIa, IV | 169.157 | 79.176 | 48.697 | -71,21 | 1,200 | 0,750 | 0,290 | -75,63 | 140.964 | 105.568 | 167.921 | 19,12 |
| Eglefino, VIIa | 24.341 | 27.793 | 21.362 | -12,24 | 0,447 | 0,806 | 0,502 | 12,80 | 54.454 | 34.483 | 42.554 | -21,85 |
| Eglefino, VIIb | 18.884 | 16.428 | 7.321 | -61,23 | 0,700 | 0,560 | 0,590 | -15,71 | 26.977 | 29.336 | 12.408 | -54,00 |
| Eglefino, VIIc | 24.341 | 27.793 | 21.362 | -12,24 | 0,448 | 0,807 | 0,503 | 12,28 | 54.357 | 34.461 | 42.486 | -21,84 |
| Faneca noruega, IV, IIIa | 174.300 | 163.800 | 13.500 | -92,25 | 1,098 | 0,435 | 0,156 | -85,79 | 158.743 | 376.552 | 86.538 | -45,49 |
| Gallo, VIIc, IX, X | 1.783 | 1.427 | 1.155 | -35,22 | 0,492 | 0,369 | 0,338 | -31,23 | 3.628 | 3.872 | 3.417 | -5,80 |
| Gallo ¹ , VII, VIII, IX, X | 21.248 | 18.135 | 18.811 | -11,47 | 0,201 | 0,305 | 0,378 | 88,44 | 105.817 | 59.518 | 49.712 | -53,02 |
| Lenguado, IV | 18.201 | 22.651 | 18.757 | 3,03 | 0,570 | 0,700 | 0,460 | -19,29 | 31.932 | 32.359 | 40.776 | 27,70 |
| Lenguado, IIIa | 643 | 1.059 | 782 | 21,62 | 0,589 | 0,335 | 0,306 | -21,29 | 1.654 | 3.159 | 2.556 | 54,53 |
| Lenguado, VIa | 4.805 | 5.854 | 390 | -91,88 | 0,500 | 0,519 | 0,384 | -23,20 | 9.610 | 11.279 | 1.016 | -89,43 |
| Lenguado, VIIe | 1.419 | 833 | 1.075 | -24,24 | 0,346 | 0,249 | 0,362 | 4,62 | 4.101 | 3.345 | 2.970 | -27,39 |
| Lenguado, VIId | 3.932 | 4.797 | 4.826 | 22,74 | 0,392 | 0,468 | 0,379 | -3,31 | 10.031 | 10.250 | 12.734 | 26,95 |
| Lenguado, VIIIfg | 1.600 | 995 | 1.249 | -21,94 | 0,528 | 0,564 | 0,417 | -21,02 | 3.030 | 1.764 | 2.895 | -1,16 |
| Merluza, IIIa, IV, VI, VII, VIIId (Norte) | 57.100 | 47.200 | 47.100 | -17,51 | 0,197 | 0,345 | 0,264 | 34,01 | 289.848 | 136.812 | 178.409 | -38,45 |
| Merluza, VIIc, IX, X, COPACO (Sur) | 16.185 | 8.875 | 5.890 | -63,61 | 0,463 | 0,630 | 0,453 | -2,15 | 34.957 | 14.087 | 13.002 | -63,80 |
| Rape ¹ , VIIc, IXa | 8.217 | 8.092 | 7.590 | -7,63 | 0,218 | 0,265 | 0,237 | 8,68 | 37.555 | 30.536 | 31.918 | -15,01 |
| Rape ¹ , VIIc, IXa | 23.666 | 22.141 | 27.313 | 15,41 | 0,348 | 0,308 | 0,237 | -31,84 | 67.889 | 71.723 | 114.954 | 69,33 |
| Solla, IV | 165.347 | 81.473 | 61.436 | -62,84 | 0,660 | 0,680 | 0,500 | -24,24 | 250.526 | 120.107 | 122.872 | -50,95 |
| Solla, VIIa | 4.806 | 1.707 | 1.143 | -76,22 | 0,380 | 0,380 | 0,143 | -75,34 | 8.286 | 4.492 | 7.993 | -3,54 |
| Solla, VIIe | 1.810 | 1.044 | 1.212 | -33,04 | 0,485 | 0,635 | 0,657 | 35,46 | 3.732 | 1.644 | 1.845 | -50,57 |
| Solla, VIIId | 6.834 | 5.393 | 4.536 | -33,63 | 0,551 | 0,555 | 0,500 | -9,25 | 12.403 | 9.717 | 9.072 | -26,86 |
| Solla, VIIIfg | 1.691 | 952 | 510 | -69,84 | 0,525 | 0,553 | 0,562 | 7,04 | 3.221 | 1.722 | 907 | -71,83 |
| Número de stocks que aumentan | | | | 4 | | | | 13 | | | | 10 |
| Número de stocks que disminuyen | | | | 34 | | | | 21 | | | | 28 |
| Número de stocks que permanecen sin cambios ¹ | | | | 2 | | | | 6 | | | | 2 |

Tabla 1. Continuación

| Stocks | Biomasa reproductora (t) | | | | Reclutamiento (individuos) | | | |
|--|--------------------------|-----------|-----------|--------|----------------------------|------------|------------|--------|
| | 1986 | 1996 | 2004 | 86-04% | 1986 | 1996 | 2004 | 86-04% |
| Anchoa, VIII | 22 911 | 60 194 | 37 140 | 62,10 | 18 636 | 62 562 | 39 352 | 111,16 |
| Arenque, VIa (Norte) | 138 659 | 123 385 | 110 412 | -20,37 | 904 610 | 866 000 | 259 390 | -71,33 |
| Arenque, VIId | 70 334 | 57 567 | 44 008 | -37,43 | 536 740 | 330 710 | 406 410 | -24,28 |
| Arenque, IV, IIIa, VIId | 681 317 | 459 664 | 1 759 399 | 158,24 | 97 627 750 | 50 065 160 | 22 560 060 | -76,89 |
| Arenque, Subdivisiones 22-24 | 291 885 | 124 469 | 158 180 | -45,81 | 4 948 600 | 4 339 120 | 2 900 010 | -41,40 |
| Arenque, Subdivisiones 25-29,32 | 1 048 615 | 590 011 | 629 631 | -39,96 | 12 789 622 | 15 615 680 | 18 080 628 | 41,37 |
| Bacaladilla, IV, VIId | 288 800 | 202 500 | 124 500 | -56,89 | 3 923 000 | 1 044 000 | 244 000 | -93,78 |
| Bacaladilla, VIIe-k | 18 300 | 70 300 | 32 500 | 72,37 | 133 000 | 58 000 | 31 000 | -76,69 |
| 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 | -64,65 | 18 601 | 5 848 | 1 557 | -91,63 |
| Bacalao, IIIa (Karnegat) | 9 641 | 4 897 | 2 271 | -76,44 | 18 217 | 4 280 | 993 | -94,55 |
| Bacalao, Subdivisiones 22-24 | 29 185 | 36 904 | 21 207 | -27,34 | 95 640 | 41 600 | 75 805 | -20,74 |
| Bacalao, Subdivisiones 25-32 | 399 365 | 167 132 | 78 648 | -80,31 | 260 194 | 115 321 | 89 799 | -65,49 |
| Bacalao IIIbed | 428 421 | 204 338 | 96 348 | -77,51 | 355 823 | 156 926 | 146 332 | -58,88 |
| Bacalao, IIIa (Skagerrak), IV, VIId | 109 156 | 96 414 | 35 987 | -67,03 | 1 626 329 | 259 189 | 134 210 | -91,75 |
| Caballa, stock combinado | 2 345 392 | 2 304 179 | 1 827 658 | -22,07 | 3 408 110 | 3 960 550 | 3 430 070 | 0,64 |
| Carbonero, IV, IIIa, VI | 151 300 | 157 200 | 291 000 | 92,33 | 287 000 | 110 000 | 83 000 | -71,08 |
| Eglefino, IIIa, IV | 220 504 | 187 447 | 353 907 | 60,50 | 49 935 672 | 21 690 035 | 3 594 863 | -92,80 |
| Eglefino, VIa | 61 032 | 37 961 | 52 620 | 13,78 | 60 103 | 112 649 | 50 797 | -15,48 |
| Eglefino, VIb | 16 013 | 25 576 | 19 223 | 20,05 | 110 327 | 62 582 | 23 055 | -79,10 |
| Eglefino, VIa | 61 032 | 37 961 | 21 362 | -65,09 | 60 103 | 112 649 | 50 797 | -15,48 |
| Faneca noruega, IV, IIIa | 87 647 | 296 063 | 88 248 | -1,60 | 157 960 | 234 709 | 29 820 | -81,12 |
| Gallo, VIIIc, IXc | 7 514 | 5 560 | 5 256 | -30,03 | 62 796 | 31 650 | 32 210 | -48,71 |
| Gallo', VII, VIIIabde | 77 246 | 62 869 | 64 712 | -16,23 | 209 480 | 258 823 | 262 166 | 25,15 |
| Lengado, IV | 34 460 | 38 477 | 40 199 | 16,65 | 159 694 | 49 534 | 43 976 | -72,46 |
| Lengado, IIIa | 2 014 | 3 601 | 4 076 | 102,38 | 5 149 | 2 236 | 5 940 | 15,36 |
| Lengado, VIIIab | 12 596 | 14 278 | 10 786 | -14,37 | 27 899 | 29 601 | 16 530 | -40,75 |
| Lengado, VIIe | 3 927 | 3 081 | 2 700 | -31,25 | 6 450 | 3 777 | 4 317 | -33,07 |
| Lengado, VIId | 10 713 | 12 325 | 11 952 | 11,57 | 25 813 | 18 923 | 24 133 | -6,51 |
| Lengado, VIIIfg | 3 343 | 2 065 | 3 133 | -6,28 | 3 146 | 4 030 | 5 832 | 83,38 |
| Merluza, VIa | 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 | 126 900 | -54,56 | 194 000 | 202 000 | 203 000 | 4,64 |
| Merluza, VIIIc, IXc, COPACO (Sur) | 22 614 | 14 266 | 10 556 | -53,32 | 95 213 | 55 272 | 68 829 | -27,71 |
| Rape', VIIIc, IXa | 29 920 | 25 283 | 27 346 | -8,60 | 13 482 | 12 937 | 14 879 | 10,36 |
| Rape', VIIIc, IXa | 54 219 | 48 558 | 67 360 | 24,24 | 17 137 | 19 940 | 22 081 | 28,85 |
| Solla, IV | 369 671 | 180 379 | 184 242 | -50,16 | 4 752 574 | 1 291 065 | 878 075 | -81,52 |
| Solla, VIIa | 7 244 | 4 025 | 6 927 | -4,38 | 14 380 | 6 779 | 9 671 | -32,75 |
| Solla, VIIe | 2 978 | 1 694 | 1 836 | -38,35 | 13 617 | 4 957 | 3 914 | -71,26 |
| Solla, VIId | 10 089 | 6 592 | 7 330 | -27,35 | 60 228 | 30 531 | 23 146 | -61,57 |
| Solla, VIIIfg | 2 830 | 1 814 | 951 | -66,40 | 8 228 | 3 839 | 2 907 | -64,67 |
| Número de stocks que aumentan | | | | 10 | | | | 7 |
| Número de stocks que disminuyen | | | | 29 | | | | 31 |
| Número de stocks que permanecen sin cambios ¹ | | | | 1 | | | | 2 |

Fuente: Informes científicos del ICES (varios años) ¹ Stock combinado ² Población *L. dasgarrus*. ³ Población *L. piscosarius*. ⁴ Población *Merluccius*
⁵ Se incluyen las poblaciones con una variabilidad que oscila en torno al ±3% en el periodo 1986-2004.

