

ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA PESCA DE CERCO EN LA REGIÓN SURATLÁNTICA ESPAÑOLA

Juan José GARCÍA DEL HOYO

I. INTRODUCCIÓN

PESE a la existencia de un cuerpo doctrinal sobre la manera en la que deben ser formuladas las políticas de gestión de pesquerías bajo criterios de carácter socioeconómico, de la que el contenido de este número monográfico es una buena prueba, su aplicación real a pesquerías concretas de nuestro entorno inmediato ha sido, y es, al menos, anecdótica. Los organismos asesores de la Administración pesquera, ya sea comunitaria, nacional o regional, no utilizan instrumentos diferentes de los meramente biológicos, lo cual, como veremos a lo largo de este trabajo, puede limitar la aplicabilidad de las políticas diseñadas para gestionar las pesquerías, e incluso provocar una intensificación del proceso de sobreexplotación.

El armador de una embarcación de pesca, como todo empresario individual, persigue la maximización de sus beneficios o, al menos, no situarse en una situación de pérdidas. Toda política de gestión que olvide esta realidad tendrá, por consiguiente, pocas probabilidades de éxito, dado que forzará a los pescadores al incumplimiento de las normas establecidas, a la infracción constante y permanente, y en definitiva, a que la actuación de *policía* de la Administración pesquera sea, de hecho, la función fundamental de ésta. En realidad, la conducta de los pescadores y su propensión a sobreexplotar los recursos pesqueros responde, fundamentalmente, a causas de índole económica. Por ejemplo, un descenso de la rentabilidad por unidad capturada implicará, normalmente, un incremento de la presión pesquera para tratar de compensar la merma en los ingresos individuales. Ésta es la razón de que todo descenso sostenido del precio unitario o incremento de los costes de explotación conduzcan a un proceso de sobreexplotación, que se intensifica a causa de que la remuneración de las tripulaciones pesqueras siga siendo en la actualidad «a la parte»; es decir, basada en un porcentaje de los beneficios de explotación de la jornada de pesca.

De esta manera, como ya destacase Gordon (1953), la sobrepesca no es más que el resultado de la carrera competitiva de los pescadores para hacerse con el recurso desde una conducta individual guiada por la maximización de beneficios. Si no existen barreras a la entrada de nuevos pescadores, cada vez que existan expectativas de beneficios se incorporarán nuevas unidades a la pesquería, hasta un nivel en el cual se disipe toda la renta que ésta podría generar. Sólo situando al recurso bajo alguna forma de gestión centralizada podría impedirse que la flota llegase a operar a niveles de mera subsistencia, y así, facilitar que los pescadores obtuviesen alguna ganancia o renta en su actividad diaria. No obstante, incluso algunas de las medidas de gestión más utilizadas suelen olvidar este principio básico, por lo que no sólo no consiguen frenar la carrera competitiva, sino que incluso suelen forzar el ritmo de extracción y empeorar la situación económica de los pescadores. Ésta es, en definitiva, la problemática a la que la teoría económica de la pesca trata de dar respuesta. Los modelos utilizados para describir el mecanismo anterior deben incluir tanto un submodelo de carácter económico como otro estrictamente biológico que permita evaluar la respuesta del *stock* de peces a las políticas que se establezcan, razón por la que suelen denominarse *modelos bioeconómicos*.

Como ilustración de estas afirmaciones, vamos a analizar en este trabajo dos pesquerías diferentes ejercidas en el litoral de la Región Suratlántica española, formulando los correspondientes modelos bioeconómicos, evaluando la situación de los *stocks* y estableciendo algunas recomendaciones sobre la gestión de los mismos. En concreto, analizaremos la pesca de boquerón y caballa realizada estacionalmente por pequeñas embarcaciones cercas con base en puertos del litoral de las provincias de Huelva y Cádiz.

La primera de estas pesquerías es la del boquerón o anchoa (*Engraulis encrasicolus*). Se trata de un pequeño pelágico cuyos *stocks* se distribuyen a lo largo del litoral atlántico europeo y del Mar Mediterráneo, siendo explotados desde la más remota antigüedad. Tiene un carácter gregario, formando cardúmenes de millones de individuos que, en determinadas épocas del año, se acercan a la costa, llegando a penetrar en las embocaduras de los grandes ríos. El *stock* sometido a explotación suele estar integrado en más de un 80 por 100 por individuos originados en la puesta del año anterior, cuyo reclutamiento se produce cuando alcanzan una talla media de 12 cm y pesan aproximadamente 13 gramos. No obstante, es frecuente la captura de individuos de más de tres años en aguas lejanas a la costa.

En la región Suratlántica su explotación se realiza por parte de la flota de cerco litoral con base en Barbate (Cádiz) y en puertos de la provincia de Huelva como Punta Umbría e Isla Cristina. No obstante, la flota de Barbate alterna la pesca en el Golfo de Cádiz con la explotación de aguas marroquíes, y dado que en las series de sus capturas no se diferencia entre ambos orígenes, hemos optado por limitar nuestro análisis a los desembarcos y series de esfuerzo de la flota con base en la provincia de Huelva.

Hasta finales de la década de los sesenta, una parte significativa de los desembarcos se dirigían hacia la fabricación de harina de pescado, mientras que otra importante porción se destinaba al consumo en fresco, y algo a las fábricas de salazones y conservas. La especie objetivo de la flota de cerco era entonces la sardina (*Sardina pilchardus*), cuyo consumo y precio final unitario en los mercados local y nacional superaban al del boquerón. No obstante, a partir de 1971 se produce la ruina de la pesquería de chirla (*Chamelea gallina*), que pasa de las 20.000 Tm anuales de 1969 a apenas 3 Tm en 1973, de manera que muchas embarcaciones de rastro remolcado se despachan entonces para la pesca de trasallo, cerco y rastro, posibilitando su participación en la pesquería. Entre 1971 y 1975, las capturas de boquerón en el caladero marroquí se reducen drásticamente, pasando de 20.000 Tm a menos de 2.000 Tm, originando un crecimiento del precio en más del 200 por 100 en este intervalo, lo que induce a los pescadores locales a incrementar la producción, creciendo la intensidad de pesca, de forma que durante año y medio (hasta enero de 1976) se producen capturas excepcionalmente altas, que provocan la sobreexplotación del stock y la actuación de las autoridades limitando tallas y estableciendo taras máximas. En la actualidad, el boquerón se ha convertido en el producto en fresco de la pesca más consumido, lo que ha motivado la continuación de la presión sobre el stock.

No obstante, la regulación de la modalidad de cerco en 1985 y, especialmente, la intensa demanda de caballa por la industria conservera local entre 1984 y 1987 permitieron una reducción de la intensidad de pesca de boquerón, la recuperación del stock y el subsiguiente incremento de las capturas, pasando de 324 Tm de 1986 a 1.035 toneladas de 1995 en los puertos de la provincia de Huelva. En 1991, la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM) pone en marcha los denominados planes de pesca del boquerón, mediante los cuales se conceden licencias estacionales a embarcaciones que en su mayor parte habían sido ex-

cluidas del censo de cerco en 1985 por no alcanzar las 20 TRB (toneladas de registro bruto), entre los meses de febrero a mayo de cada año, excluyendo la actuación del resto de la flota (monovalentes) en el período comprendido entre los meses de noviembre y enero. En la actualidad, se conceden permisos temporales para la pesca de boquerón a 15 embarcaciones (polivalentes), totalizando 158 TRB, una potencia de 1.501 CV y 67 tripulantes, mientras que en el censo de cerco (monovalentes), se encuentran incluidas 23 embarcaciones, con un total de 490 TRB, 3.580 CV y 169 tripulantes. La flota en su conjunto está integrada por 38 unidades con un arqueo medio de 17 TRB, una potencia media de 134 CV y seis tripulantes por término medio.

En cuanto a la cotización obtenida en origen por las capturas, se encuentra directamente relacionada con el precio medio de la red de mercados centrales, muy condicionado por las importaciones de terceros países (Italia, Francia y Marruecos, principalmente), de manera que entre 1990 y 1995 ha oscilado alrededor de las 350 ptas/Kg, sin que pueda constatarse una relación entre volúmenes desembarcados y cotización. Ello no es más que una evidencia del control que en el mercado ejercen los exportadores (compradores en lonja), que suelen ser agentes de asentistas de la red MERCASA (Madrid, Sevilla y Bilbao, básicamente). Por tanto, es el precio nacional el que determina la cotización en origen, por lo que admitiremos una demanda perfectamente elástica en primera venta.

Por su parte, bajo la denominación genérica de caballa se incluyen en el ámbito que nos ocupa a dos especies diferentes aunque emparentadas: la caballa propiamente dicha (*Scomber scombrus*) y el estornino (*Scomber japonicus*), siendo esta última la que conforma la mayor parte de las capturas. Ambas son especies pelágicas de tamaño mediano. La primera es una especie característica del Atlántico Norte, con stocks distribuidos tanto en el litoral norteamericano como en el europeo, extendiéndose desde Noruega hasta Marruecos, incluyendo también al Mar Mediterráneo. El estornino, que también es abundante en el Océano Pacífico, tiene una distribución más meridional en las aguas europeas que la anterior, aunque abunda en todo el litoral español. Ambas especies tienen un marcado carácter migratorio. Pasan gran parte del invierno en aguas profundas y alejadas de la costa donde se producen pequeñas capturas por la flota de arrastre, pero en primavera, y especialmente en verano, acuden en grandes cardúmenes a las cercanías de la costa para reproducirse. Este fenómeno varía enormemente con la temperatura del

agua, de manera que dicho proceso puede interrumpirse drásticamente como respuesta a incrementos térmicos bruscos, pudiendo establecerse que la temperatura óptima del agua debe encontrarse en torno a los 15-20° C, como en general han destacado Collete y Nauen (1983) o, para al área de Canarias y Sáhara Occidental, Lorenzo y González (1993). Esta respuesta a los cambios térmicos, mucho más marcada que en el boquerón, provoca la alternancia de períodos de reclutamientos elevados frente a otros con una reproducción reducida. Dado que la madurez sexual se alcanza a una talla media de alrededor de los 20 cm y a una edad de dos años, los efectos de los fenómenos térmicos se reflejan en las capturas de dos años después de la freza, como podremos comprobar posteriormente.

Por las mismas razones apuntadas sobre el boquerón, la pesquería de caballa no alcanza un desarrollo notable en la región que nos ocupa hasta principios de la década de los setenta, cuando, como consecuencia del hundimiento de la pesquería de chirla y el declive de la demanda de conservas de sardina y su progresiva sustitución en el mercado por las de esta especie y las de atún, se incrementa la explotación de este recurso por embarcaciones con base, fundamentalmente, en Punta Umbría, donde la caballa permitió mantener la actividad de gran parte de la flota que anteriormente se había dedicado a la captura de chirla con rastro remolcado.

Las capturas muestran un perfil con profundas fluctuaciones causadas por fenómenos ambientales, pero se mantienen a niveles elevados hasta 1988, año en el que las empresas conserveras locales comienzan a realizar fuertes importaciones de caballa portuguesa y, sobre todo, a adquirir caballa congelada a buques de la antigua URSS. A partir de dicho momento, se inicia un rápido declive de la pesquería, de manera que frente a las casi 4.000 Tm obtenidas en 1986, transcurridos diez años apenas se capturan en Punta Umbría 60 toneladas.

II. MODELO BIOLÓGICO BÁSICO

El modelo biológico que vamos a utilizar inicialmente para explicar la dinámica de los *stocks* de peces, y para su evaluación, constituye una reformulación en tiempo discreto del modelo general de producción de Schaefer (1954), que supone que la tasa de variación de la población de peces viene dada por la diferencia entre el crecimiento natural,

explicado por la curva logística de Verhulst-Pearl, y la tasa de capturas:

$$dX/dt = rX(t) [1 - X(t)/K] - h(t) \quad [1]$$

donde $X(t)$ representa a la biomasa de peces en el instante t , r es la tasa de crecimiento intrínseco, K es la biomasa máxima asintótica que podría alcanzar el *stock* en ausencia de explotación y $h(t)$ es la tasa instantánea de capturas, que, bajo la hipótesis mantenida por Schaefer de una mortalidad por pesca proporcional al nivel de esfuerzo pesquero ejercido, puede expresarse como

$$h(t) = qE(t)X(t) \quad [2]$$

donde $E(t)$ representa la tasa de esfuerzo ejercida y q es una constante conocida como coeficiente de capturabilidad. Bajo el supuesto de que la temporada de pesca se limita a una pequeña porción del año, en la cual el crecimiento natural puede despreciarse, podemos integrar las ecuaciones anteriores y obtener el modelo

$$X_t = \beta_1 (X_{t-1} - P_{t-1}) / [1 + \beta_2 (X_{t-1} - P_{t-1})] \quad [3]$$

$$P_t = X_t (1 - e^{-qE_t}) \quad [4]$$

donde X_t representa la biomasa existente antes de comenzar la temporada de pesca, P_t y E_t son, respectivamente, la captura total y el esfuerzo total ejercido durante la temporada de pesca, y β_1 y β_2 son parámetros relacionados con los del modelo de Schaefer, de forma que $\beta_1 = e^r$ y $\beta_2 = (e^r - 1)/K$. De hecho, la ecuación [3] coincide formalmente con la relación de reclutamiento de Beverton y Holt (1957), mientras que [4] fue utilizada por Spence (1974). Dada la incertidumbre asociada a la pesquería, podemos introducir sendas perturbaciones aditivas aleatorias independientes e idénticamente distribuidas (i.i.d.) en [3]-[4] que representen respectivamente un error de proceso, ω_t , y un error de observación v_t , de forma que el modelo estadístico utilizado para estimar las biomásas y los parámetros biológicos adopta la forma siguiente:

$$X_t = \beta_1 (X_{t-1} - P_{t-1}) / [1 + \beta_2 (X_{t-1} - P_{t-1})] + \omega_t \quad [5]$$

$$\omega_t \sim N(0, h_w)$$

$$P_t = X_t (1 - e^{-qE_t}) + v_t \quad v_t \sim N(0, h_v) \quad [6]$$

donde h_w y h_v representan, respectivamente, las precisiones (inversas de las varianzas) de los errores de proceso y observación. Asimismo, dada la inexistencia de evaluaciones anteriores de la biomasa de estas especies en la región Suratlántica, esta variable tendrá la consideración de inobservable, y deberá ser estimada junto a los parámetros del modelo a partir de las observaciones de esfuer-

zo y capturas disponibles, recogidas en el cuadro número 1 para el boquerón y en el cuadro número 2 para la caballa. En ambos, el esfuerzo de pesca se ha obtenido multiplicando el número de días de desembarco (estimado mediante el producto de los meses de pesca y 20 días mensuales de operación) y la flota efectivamente operativa en dicho año en la pesquería, obtenida para el boquerón a partir de los registros anuales de las cofradías de Ayamonte, Isla Cristina, Lepe, Punta Umbría y Huelva, y en el caso de la caballa, utilizando sólo la información de Punta Umbría, puerto donde se concentraban el 90 por 100 de los desembarcos. Los datos de capturas se han obtenido a partir de los estadillos mensuales de subasta en lonja de los puertos anteriormente mencionados entre 1971 y 1995.

Para estimar el modelo estado-medida no lineal contenido en las ecuaciones [5]-[6] podrían utilizarse diferentes métodos, ya sea el *filtro de Kalman extendido* combinado con *máxima-verosimilitud*, aplicado a problemas similares por Berck y Johns (1991), otros filtros más complejos para modelos

no lineales, o la técnica bayesiana conocida como *muestreo de Gibbs*, utilizada para la estimación de modelos estado-medida por Carlin, Polson y Stoffer (1992), que es por la que finalmente hemos optado en este trabajo.

El algoritmo mencionado opera como sigue: disponemos de un conjunto de $T + 6$ variables aleatorias, $X_0, X_1, \dots, X_T, \beta_1, \beta_2, q, h_v, h_w$, con distribuciones condicionales completas de la forma $f(X_0 / X_1, \dots, X_T, \beta_1, \beta_2, q, h_v, h_w), \dots, f(X_T / X_0, \dots, X_{T-1}, \beta_1, \beta_2, q, h_v, h_w), f(\beta_1 / X_0, \dots, X_T, \beta_2, q, h_v, h_w), \dots, f(h_v / X_0, \dots, X_T, \beta_1, \beta_2, q, h_w)$ en el sentido de que puedan generarse muestras aleatorias de las mismas mediante simulación. Estas distribuciones condicionales determinan la distribución conjunta $f(X_0, X_1, \dots, X_T, \beta_1, \beta_2, q, h_v, h_w)$, y las marginales $f(X_0), f(X_1), \dots, f(X_T), f(\beta_1), f(\beta_2), f(q), f(h_v), f(h_w)$. Para ello, el algoritmo procede en la forma siguiente: dado un conjunto apropiado de valores iniciales ($X_0^{(0)}, X_1^{(0)}, \dots, X_T^{(0)}, \beta_1^{(0)}, \beta_2^{(0)}, q^{(0)}, h_v^{(0)}, h_w^{(0)}$), obtenidos mediante simulación de las distribuciones *a priori* establecidas, entonces se obtiene $X_0^{(1)}$ generándolo aleatoriamente de la distribución condicional $f(X_0 / X_1^{(0)}, \dots, X_T^{(0)}, \beta_1^{(0)}, \beta_2^{(0)}$,

CUADRO N.º 1

EVOLUCIÓN DE LAS CAPTURAS Y EL ESFUERZO EN LA PESQUERÍA DE BOQUERÓN (1971-1995)

AÑO	Captura total (Tm)	Número de barcos	Meses	Días de pesca
1971	955	29	7	4.060
1972	620	31	4	2.480
1973	460	20	8	3.200
1974	1.004	37	7	5.180
1975	2.303	42	12	10.080
1976	580	16	10	3.200
1977	429	14	12	3.360
1978	538	20	12	4.800
1979	438	44	5	4.400
1980	951	52	7	7.280
1981	498	53	5	5.300
1982	452	54	4	4.320
1983	805	57	7	7.980
1984	591	58	5	5.800
1985	371	50	3	3.000
1986	324	40	2	1.600
1987	625	43	5	4.300
1988	565	42	4	3.360
1989	687	41	5	3.260
1990	1.095	39	7	4.180
1991	909	38	5	3.260
1992	949	38	5	3.260
1993	1.005	39	5	3.260
1994	1.119	38	7	4.180
1995	1.035	38	6	3.660

Fuente: Cofradías de Pescadores y Concesionarios de Lonjas Pesqueras de la provincia de Huelva.

CUADRO N.º 2

EVOLUCIÓN DE LAS CAPTURAS Y EL ESFUERZO EN LA PESQUERÍA DE CABALLA (1972-1995)

AÑO	Captura total (Tm)	Número de barcos	Meses	Días de pesca
1972	382	6	4	480
1973	2.230	26	5	2.600
1974	910	31	2	1.240
1975	1.631	39	3	2.320
1976	1.180	29	3	1.740
1977	636	23	2	920
1978	2.048	38	4	3.000
1979	1.325	33	3	1.980
1980	1.262	41	2	1.640
1981	1.866	40	3	2.400
1982	638	38	1	760
1983	622	39	1	770
1984	1.161	70	1	1.400
1985	1.440	42	2	1.670
1986	2.902	35	5	3.500
1987	1.468	26	4	2.100
1988	385	8	3	480
1989	1.148	14	5	1.400
1990	365	6	4	480
1991	92	2	3	120
1992	58	1	3	80
1993	290	4	5	360
1994	342	5	4	400
1995	57	1	3	60

Fuente: Cofradía de Pescadores de Punta Umbria.

$q^{(i)}, h_v^{(i)}, h_w^{(i)}$, y operamos así hasta obtener $h_w^{(i)}$ simulándolo a partir de la distribución $f(h_w / X_1^{(i)}, \dots, X_T^{(i)}, \beta_1^{(i)}, \beta_2^{(i)}, q^{(i)}, h_v^{(i)})$. Tomando ahora como valores iniciales el vector $(X_0^{(i)}, X_1^{(i)}, \dots, X_T^{(i)}, \beta_1^{(i)}, \beta_2^{(i)}, q^{(i)}, h_v^{(i)}, h_w^{(i)})$ se obtendría el conjunto de valores simulados $(X_0^{(2)}, X_1^{(2)}, \dots, X_T^{(2)}, \beta_1^{(2)}, \beta_2^{(2)}, q^{(2)}, h_v^{(2)}, h_w^{(2)})$. Operando de forma sucesiva un número i de veces suficientemente grande, obtendríamos el vector $T + 6$ dimensional $(X_0^{(i)}, X_1^{(i)}, \dots, X_T^{(i)}, \beta_1^{(i)}, \beta_2^{(i)}, q^{(i)}, h_v^{(i)}, h_w^{(i)})$ que, como mostraron Geman y Geman (1984), converge en distribución a una muestra aleatoria de tamaño unidad de la conjunta $f(X_0, X_1, \dots, X_T, \beta_1, \beta_2, q, h_v, h_w)$ a medida que i tiende a infinito. Repitiendo el proceso G veces en paralelo, se obtendría una muestra de tamaño G de extracciones aleatorias de la distribución conjunta, $(X_0^{(j)}, X_1^{(j)}, \dots, X_T^{(j)}, \beta_1^{(j)}, \beta_2^{(j)}, q^{(j)}, h_v^{(j)}, h_w^{(j)})$ para $j=1, \dots, G$, que puede ser utilizada para estimar las densidades marginales y cualquier estadístico de dichas distribuciones.

Para la estimación de las densidades marginales, puede utilizarse el estimador de núcleo, basado en el teorema de Rao-Blackwell, dado por Gel-

fand y Smith (1990), que, por ejemplo, para $f(X_0)$ adoptará la forma

$$\hat{f}(X_0) = \frac{1}{G} \sum_{k=1}^G f(X_0 / X_1^{(k)}, \dots, X_T^{(k)}, \beta_1^{(k)}, \beta_2^{(k)}, q^{(k)}, h_v^{(k)}, h_w^{(k)}) \quad [7]$$

al igual que para estimar esperanzas matemáticas de las marginales podemos utilizar un método semejante, de forma que para $E(X_0)$ se tendría

$$\hat{E}(X_0) = \frac{1}{G} \sum_{k=1}^G E(X_0 / X_1^{(k)}, \dots, X_T^{(k)}, \beta_1^{(k)}, \beta_2^{(k)}, q^{(k)}, h_v^{(k)}, h_w^{(k)}) \quad [8]$$

por lo que, procediendo de la misma manera con el resto de parámetros a estimar, podríamos obtener las estimaciones requeridas de las biomásas y los parámetros del modelo.

La aplicabilidad del método reside, por consiguiente, en la disponibilidad de distribuciones *a priori* de los parámetros y de la biomasa inicial, y de la posibilidad de obtener las distribuciones condicionales completas mediante la aplicación del teorema de Bayes.

La no linealidad de las ecuaciones [5]-[6] imposibilita la identificación de los núcleos intervinientes fácilmente, pero esta dificultad puede solucionarse mediante la expansión en serie de Taylor de primer orden de los términos no lineales o, alternativamente, mediante la generación de extracciones aleatorias utilizando algoritmos de rechazo-aceptación (Desvroye, 1986, o Ripley, 1987). Las distribuciones marginales obtenidas son mixturas de distribuciones, que en función de los datos e hipótesis de partida, de las aproximaciones realizadas y de las distribuciones *a priori* serán más o menos indistinguibles.

En nuestro caso, las distribuciones iniciales para los parámetros del modelo y la biomasa X_0 se han supuesto normales. Para la determinación del valor medio de dichas distribuciones, se ha utilizado la aproximación lineal de Schnute (1977) al modelo de Schaefer (1954), y asignándoles un coeficiente de variación del 5 por 100 para evitar que la amplitud de convergencia del muestreo de Gibbs deba ser demasiado grande.

Como media de la distribución *a priori* de X_0 , se ha tomado el valor estimado mediante mínimos cuadrados no lineales compatible con las series de datos de esfuerzo y captura, y las estimaciones de Schnute de los parámetros.

Finalmente, las distribuciones iniciales de las precisiones de los errores de proceso y observación se han modelizado mediante distribuciones Gamma con parámetros obtenidos al suponer desviaciones *standard* para los errores de proceso y observación respectivas de 500 y 100 toneladas.

El algoritmo y todo el *software* necesario para completar el análisis estadístico se ha programado en GAUSS 3.1. Las estimaciones obtenidas al iterar el algoritmo con $G = 300$ muestras individuales en paralelo e $i = 100$ iteraciones, linealizando los términos no lineales mediante expansión en serie

de Taylor de primer orden, se muestran en el cuadro n.º 3. Las densidades estimadas son prácticamente simétricas y campaniformes, admitiendo un contraste de normalidad Kolmogorov-Smirnov (K-S) en el caso del boquerón al 95 por 100 de confianza, con la excepción de $f(q)$ que sólo lo admite al 65 por 100 por una leve asimetría hacia la izquierda. Para la caballa, todas las distribuciones estimadas verifican la hipótesis de normalidad K-S al 95 por 100.

En definitiva, hemos estimado tanto la evolución de la biomasa de boquerón a comienzos de cada temporada de pesca (véase el cuadro n.º 4) como determinados parámetros biológicos, utilizando en el proceso las series de esfuerzo y captura de las respectivas pesquerías entre los años 1971 y 1995. Esta información nos permitirá evaluar sus *stocks* y, lo que es más importante, diseñar políticas de gestión del recurso. Además, considerando los resultados anteriores, podemos reparametrizar el problema en términos del modelo de Schaefer, de forma que la estimación de la tasa de crecimiento intrínseco será, en el caso del boquerón, de $r = 0,6564$ y la biomasa máxima asintótica $K = 8.153,616$ Tm. Para la caballa, los parámetros del modelo de Schaefer son, respectivamente, una tasa de crecimiento $r = 0,4815$ y una biomasa máxima en ausencia de explotación $K = 11.383,08$ toneladas.

Ambos valores son coherentes con otros resultados existentes en la literatura. Por ejemplo, Walters (1976) estimó la tasa de crecimiento intrínseco para la caballa en las regiones 5 y 6 del ICNAF en $r = 0,5$, valor algo inferior, como cabría esperar basándose en sus características biológicas, al que hemos obtenido para el boquerón, pero muy semejante al obtenido para la misma especie.

No obstante, los resultados anteriores resultan muy poco satisfactorios para explicar el comporta-

CUADRO N.º 3

RESULTADOS DE LA ESTIMACIÓN DEL MODELO DE SCHAEFER

PARÁMETRO	BOQUERÓN		CABALLA	
	Media	Error standard	Media	Error standard
X_0	2.285	4,92	7.980	54,6
β_1	1,9278	1,88E-2	1,6185	2,65E-2
β_2	1,1379E-4	5,99E-7	5,4335E-5	1,29E-6
q	1,1726E-4	5,65E-6	1,0227E-4	4,62E-6

CUADRO N.º 4

BIOMASAS DE BOQUERÓN ESTIMADAS (1972-1995)

CAMPAÑA	X _t Stock reclutado estimado (Tm)	Error standard	Ratio «f»	S _t Stock superviviente estimado (Tm)
1972	2.294	108,15	21,21	1.674
1973	2.303	111,14	20,72	1.843
1974	2.673	108,44	24,65	1.669
1975	3.567	101,29	35,22	1.264
1976	1.769	96,67	18,30	1.189
1977	1.349	81,36	16,58	920
1978	1.278	64,92	19,69	740
1979	1.106	59,96	18,45	668
1980	1.670	58,27	28,66	719
1981	1.092	50,18	21,76	594
1982	1.125	56,54	19,90	673
1983	1.352	47,39	28,53	547
1984	1.198	47,43	25,26	607
1985	1.177	76,69	15,35	806
1986	1.486	162,86	9,12	1.162
1987	1.611	83,24	19,35	986
1988	1.706	88,05	19,38	1.141
1989	2.120	105,84	20,03	1.433
1990	2.803	118,93	23,57	1.708
1991	2.813	130,83	21,50	1.904
1992	2.962	137,93	21,47	2.013
1993	3.134	142,05	22,06	2.129
1994	2.944	128,55	22,90	1.825
1995	2.976	134,88	22,06	1.941

Fuente: Elaboración propia.

miento del *stock* de caballa. Las estimaciones de biomasa presentan un elevado grado de incertidumbre, de forma que para 1995, por ejemplo, la población estimada ha sido de 10.105 Tm, con un error *standard* de 1.003 Tm. Pero esta variabilidad muestra una tendencia creciente, por lo que nos induce a pensar que dicho modelo biológico es inadecuado para representar el comportamiento de una especie tan sujeta a cambios bruscos por causas ambientales.

Por esta razón, vamos a utilizar, en lugar del modelo de Schaefer, uno del tipo *stock*-reclutamiento basado en la relación de Cushing (1971) que puede expresarse como:

$$X_t = e^{\alpha} S_{t-1}^{\theta} \quad [9]$$

donde θ representa un parámetro densidad-dependiente y α densidad-independiente relacionados con el proceso de reclutamiento. La ecuación [9] relaciona el *stock* de supervivientes al final de la temporada de pesca $t-1$ ($S_{t-1} = X_{t-1} - P_{t-1}$) con el *stock* existente antes del comienzo de la siguiente (X_t),

que contendrá tanto nuevos individuos reclutados como la biomasa resultante de los supervivientes del *stock* anterior; es decir, el crecimiento en peso de los individuos incluidos en S_{t-1} menos las muertes experimentadas durante la temporada de no-pesca.

El sistema formado por [4] y [9] determina el modelo básico *stock*-reclutamiento que vamos a estimar. Para buscar una primera aproximación a los parámetros del modelo, puede utilizarse el procedimiento de Spence (1974), de forma que operando en [4], podemos establecer una nueva variable

$$z_t = P_t (1 - e^{-qE_t})^{-1} = X_t \quad [10]$$

donde, teniendo en cuenta que $S_t = X_t - P_t$, puede reescribirse la ecuación de crecimiento del *stock* dada por [9] en función de los valores sucesivos de z_t , de manera que se obtiene una ecuación dinámica en z_t que podría ser utilizada para estimar los parámetros de [9] si se conociese el valor del coeficiente de capturabilidad (q). El modelo puede escribirse, tomando logaritmos neperianos, como

$$\ln z_t = \alpha + \theta \ln z_{t-1} - q \theta E_{t-1} \quad [11]$$

cuya estimación, para diversos valores de prueba del parámetro q puede hacerse mediante mínimos cuadrados ordinarios, seleccionando como mejor modelo aquel en el que la diferencia entre el valor estimado de q y el de prueba sea lo más pequeña posible. El mejor modelo se obtuvo para $q = 8,29 \cdot 10^{-5}$. La baja significación de dicha estimación nos indujo a buscar alguna variable ambiental que estuviese relacionada con los residuos. De esta forma se ha podido comprobar la correlación (86 por 100) existente entre éstos y la temperatura media de las máximas mensuales de los meses que abarca la campaña de pesca, pero con un retardo temporal de dos años.

La relación entre reclutamiento y temperatura queda plenamente justificada por lo explicado en la sección primera respecto de la maduración sexual de la especie y de su elevada externotermia. Incorporando términos multiplicativos de error que permitan evitar la heterocedasticidad observada al estimar el modelo de Schaefer, se obtiene un nuevo modelo *stock*-reclutamiento que será el que utilicemos para evaluar el *stock* de caballa:

$$X_t = e^{\alpha_1 - \alpha_2 \tau_{t-2}} S_{t-1}^{\theta} e^{\omega_t} \quad \omega_t \sim N(0, h_\omega) \quad [12]$$

$$P_t = X_t (1 - e^{-qE_t}) e^{v_t} \quad v_t \sim N(0, h_v) \quad [13]$$

donde τ_t representa la temperatura media de las máximas entre marzo y octubre de cada año, y siendo α_1 , α_2 , θ y q parámetros a estimar. Dicho modelo se ha estimado mediante el algoritmo de Gibbs descrito anteriormente, utilizando como media de las distribuciones iniciales las estimaciones obtenidas al aplicar el método de Spence a dicho modelo. Los resultados de la estimación de los parámetros, con $G = 200$ e $i = 100$, se recogen en el cuadro n.º 5, mientras que en el cuadro n.º 6 se comparan las estimaciones de las biomásas de caballa obtenidas mediante los modelos de Schaefer y de Cushing, comprobándose la notable reducción de la incertidumbre sobre dichos niveles de *stock*.

Los resultados son plenamente satisfactorios, y coherentes con la interpretación del modelo y otras estimaciones para especies semejantes. Por ejemplo, el valor del parámetro densidad-dependiente estimado por Cushing y Harris (1973) para el arenque atlántico fue de $\theta = 0,56$, mientras que para la sardina de California fue de $\theta = 0,55$. El coeficiente de capturabilidad estimado es también semejante a los obtenidos anteriormente para el boquerón y la caballa, aunque algo inferior. Con estos resultados, estamos ya en condiciones de evaluar la situación de ambos *stocks*.

CUADRO N.º 5

RESULTADOS ESTIMACIÓN DEL MODELO DE CUSHING PARA LA CABALLA

PARAMETRO	G = 200; i = 100	
	Media	Error standard
α_1	6,202195	0,395295
α_2	0,075079	0,0070694
θ	0,540477	0,0396046
q	1,02258E-4	9,6853E-6

1. Situación del *stock* de boquerón

Con base en el modelo de Schaefer, podemos establecer la función de capturas sostenibles; es decir, el lugar geométrico de las combinaciones esfuerzo-captura que mantienen estacionario al *stock* de peces. Dicha combinación se obtendría igualando a cero la ecuación [1] y eliminando $X(t)$ mediante [2], obteniéndose la función

$$h = q K E (1 - q E / r) \quad [14]$$

que para cada nivel de esfuerzo proporciona un nivel de capturas igual al crecimiento natural de la población (1). Con este enfoque, suele determinarse el nivel de esfuerzo que proporciona las mayores capturas sostenibles o rendimiento máximo sostenible (RMS), que podría considerarse como el objetivo biológico de la gestión de pesquerías. Cualquier nivel de esfuerzo superior a dicho nivel, $E = r/2q$, implicaría la obtención de menos capturas aplicando un mayor esfuerzo y, por consiguiente, nos encontraríamos en una situación de sobrepesca biológica. Por el contrario, un nivel inferior de esfuerzo supondría la obtención de menores capturas, por lo que el *stock* estaría subexplotado.

El gráfico 1 muestra la evolución de las combinaciones esfuerzo-capturas de la pesquería de boquerón superpuestas a la curva de capturas sostenibles o curva de esfuerzo-rendimiento. Evidentemente, la pesquería se encuentra en una situación de sobreexplotación biológica, ya que cualquier combinación situada a la izquierda del RMS, situado al nivel de esfuerzo $E_{RMS} = 2.799$ días de pesca, proporcionaría las mismas capturas con un consumo menor de factores.

No obstante, puede verificarse la favorable evolución experimentada en los últimos años de la serie. La reducción de esfuerzo de los años 1985 y 1986 posibilitó un crecimiento del *stock* que ha per-

CUADRO N.º 6

BIOMASAS ESTIMADAS PARA LA CABALLA (1972-1995)

CAMPAÑA	MODELO DE SCHAEFER		MODELO DE CUSHING		Temperatura media (°C) en t-2
	X. Stock reclutado estimado (Tm)	Error standard	X. Stock reclutado estimado (Tm)	Error standard	
1972	7.891	55	7.928	228	25,96
1973	9.549	354	9.505	454	24,51
1974	7.803	397	7.661	398	25,31
1975	7.843	356	7.714	378	25,60
1976	7.276	355	7.234	366	25,52
1977	7.063	484	7.081	376	25,83
1978	7.867	348	7.760	365	24,70
1979	7.236	342	7.253	369	24,67
1980	7.971	398	8.153	416	25,11
1981	8.586	380	8.580	417	25,03
1982	7.923	539	8.476	453	26,09
1983	8.246	702	8.222	432	26,01
1984	8.743	539	8.706	442	25,23
1985	7.716	427	9.156	467	25,11
1986	9.650	392	9.635	444	24,18
1987	7.698	352	7.597	388	26,21
1988	7.271	552	8.016	438	25,78
1989	8.513	467	8.576	446	25,69
1990	7.894	731	7.626	413	26,03
1991	8.243	1.135	7.499	415	26,20
1992	8.811	1.233	7.166	394	26,66
1993	9.292	1.094	8.021	434	26,22
1994	9.557	1.020	8.506	459	26,29
1995	10.106	1.003	9.290	504	24,66

Fuente: Elaboración propia.

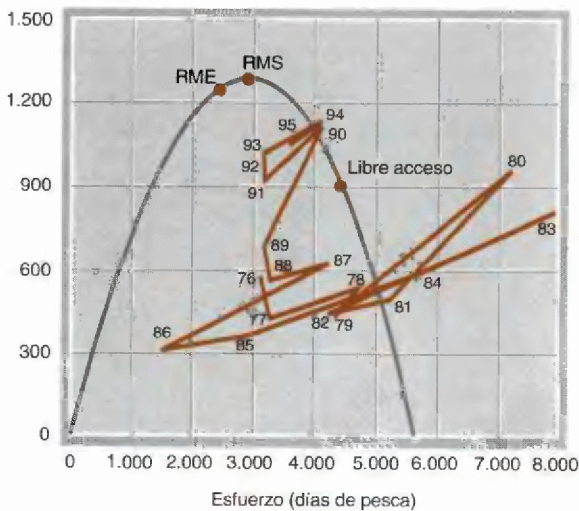
mitido la aproximación por la derecha al máximo de la curva, aunque no lo suficiente para alcanzarlo. De hecho, podrían lograrse las mismas capturas actuales (1.035 Tm) empleando la mitad de esfuerzo. Evidentemente, el análisis de la curva esfuerzo-rendimiento es estático por su propia naturaleza, por lo que, normalmente, la pesquería no se sitúa sobre la curva, sino que oscilará de forma amortiguada o explosiva en función de la adaptación de los niveles de *stock* a los cambios en el nivel de esfuerzo y, aleatoriamente, en función de las fluctuaciones observadas en el reclutamiento.

El cuadro n.º 3 recoge las estimaciones de biomasa antes de cada temporada de pesca (reclutamiento), así como la diferencia entre ésta y las capturas; es decir, el *stock* de supervivientes. Si calculamos el tanto por ciento que supone el reclutamiento de cada año sobre el *stock* de supervivientes del año anterior, puede determinarse la alternancia entre años «buenos», «malos» y «nor-

males». Evidentemente, podríamos suponer que las causas que motivan estas fluctuaciones en reclutamiento deben encontrarse en factores ambientales.

Como conclusiones básicas extraídas de los resultados de la estimación, pueden establecerse las siguientes: a) el *stock* de boquerón de la región suratlántica experimentó una severa reducción por sobrepesca entre 1974-1976; b) desde 1985 se observa una rápida recuperación del *stock* a causa de la disminución de la intensidad de pesca y, posiblemente, a mejoras ambientales, y c) a pesar de la mejoría experimentada, el *stock* aún se encuentra sobreexplotado, de forma que, desde un punto de vista estrictamente biológico, es necesario reducir el esfuerzo a 4.077 días de pesca para situar las capturas en el rendimiento máximo sostenible.

GRÁFICO 1
RELACIÓN CAPTURAS-ESFUERZO
EN LA PESQUERÍA DE BOQUERÓN Y CURVA
DE CAPTURAS SOSTENIBLES ESTIMADA
Capturas (Tm)



2. Situación del stock de caballa

En este caso, la situación es radicalmente diferente del primero. El descenso de la demanda, y la consecuente disminución de la presión pesquera, han permitido un crecimiento del stock que, por otra parte, nunca parece haber estado sobreexplotado. Las enormes fluctuaciones observadas en las capturas son una consecuencia de factores climatológicos, y no de alteraciones significativas del stock.

En efecto, la correlación existente entre la serie de capturas y la temperatura media de las máximas entre los meses de marzo y noviembre observada en Huelva dos años antes es muy elevada, rondando la cifra del -87 por 100, de forma que si se producen temperaturas muy elevadas, el stock se disuade de continuar la freza, produciendo una reducción de aquél que debería haber sido generado en dicha puesta e incorporarse al stock adulto dos años más tarde. Por el contrario, si el verano es relativamente suave, sin incrementos térmicos anormales, se favorece el desarrollo de la puesta, provocando un reclutamiento muy elevado dos años después.

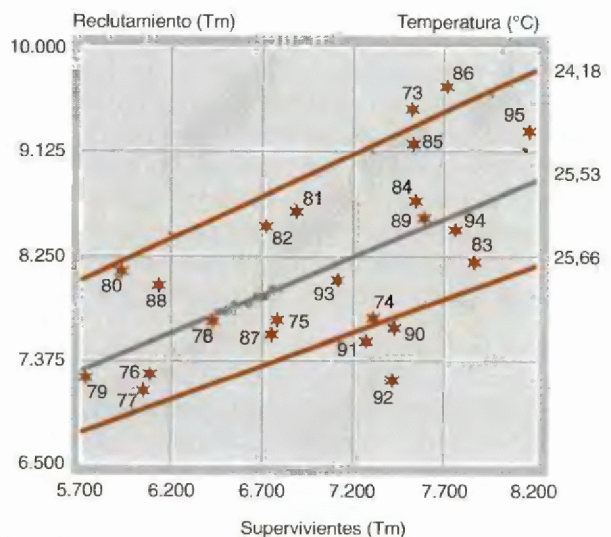
Las capturas extraordinariamente altas de los años 1973, 1978, 1984 y 1986 se deben a veranos, dos años antes, con temperaturas máximas relati-

vamente bajas, mientras que las reducidas capturas obtenidas en las campañas de 1974, 1977 y 1983 se debieron a los tórridos veranos de los años 1972, 1975 y 1981, respectivamente.

De esta manera, dado el modelo estimado, podemos establecer la relación *stock-reclutamiento* mostrando en abscisas el nivel de supervivientes de la temporada anterior, en ordenadas el reclutamiento estimado y diferentes curvas para cada nivel térmico posible. En particular, el gráfico 2 muestra tres curvas de reclutamiento diferentes en función de los niveles térmicos medio, máximo y mínimo observados entre 1972 y 1995, y representando también la evolución de las combinaciones *stock-reclutamiento* estimadas para cada año del período analizado.

Como puede comprobarse, las fluctuaciones del stock están explicadas en gran medida por el fenómeno descrito. La única excepción de una gran caída del reclutamiento sin que esté justificada por la serie de temperaturas corresponde al año 1988. La explicación es bien sencilla: la intensa demanda de caballa por la industria conservera entre 1985 y 1987 tuvo como resultado una intensa actividad pesquera. Aunque los años 1985 y 1986 correspondían a niveles altos de reclutamiento y, por con-

GRÁFICO 2
COMPARACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DE LAS
CAPTURAS DE CABALLA (Tm)
Y LAS TEMPERATURAS OBSERVADAS
DOS AÑOS ANTES (°C)



siguiente, a biomásas elevadas, no fue éste el caso de 1987, año con un reclutamiento bastante reducido. La conjunción de una intensa pesca y factores ambientales desfavorables produjo una severa reducción del *stock* en 1988.

Por el contrario, a pesar de la existencia de factores climatológicos adversos en algunos años, el *stock* no ha cesado de crecer desde 1992 como consecuencia de la tremenda reducción de las capturas a causa de haber disminuido la demanda de la especie. La estimación del *stock* antes de la campaña de 1995 es de 9.290 Tm, distribuyéndose normalmente con desviación *standard* de 504,28 Tm. Vemos, pues, cómo la incertidumbre sobre dicho *stock* se ha reducido en casi un 50 por 100 al introducir la temperatura como variable explicativa del reclutamiento.

Con base en el modelo utilizado, la población máxima asintótica en ausencia de explotación pesquera puede establecerse en función de los niveles térmicos observados dos años antes. Si la temperatura se mantuviese durante un período amplio a un nivel cercano al máximo observado (26,55° C), el *stock* inexplorado se situaría en torno a las 9.307 toneladas. Por el contrario, si ésta se mantuviese en torno al mínimo (24,18° C), el *stock* podría alcanzar las 13.617 Tm. Con un nivel térmico medio (25,53° C) el *stock* inexplorado tendería a alcanzar el nivel de 10.894 Tm. Por esta razón, comparando las capturas actuales, el *stock* actual estimado y dichos niveles de equilibrio a largo plazo, podemos concluir que la especie en la actualidad no sólo no está sobreexplotada, sino que su población se acerca al nivel máximo que podría mantener el medio físico marino.

Este resultado permite también realizar algún comentario sobre el sistema de gestión de recursos de la UE. La caballa es una de las especies sujetas a cuotas en la región XIa del ICES, a la que pertenece la Región Suratlántica española, que incluye todo el litoral portugués, parte del gallego y el atlántico andaluz. Sin entrar a polemizar sobre la validez de las estimaciones del ICES (órgano asesor de la UE en materia pesquera), no cabe duda de que mantener áreas de gestión tan extensas puede conducir a políticas erróneas.

Por ejemplo, suponiendo que en el litoral de Portugal la caballa esté sometida a una fuerte explotación, como de hecho lo está, la TAC comunitaria puede tener justificación, pero afecta también a otras áreas en las que el *stock* no está sobreexplotado. Si la SGPM distribuyera cuotas entre zonas de pesca, una consecuencia de la excesiva agre-

gación de la región IXa sería la imposición de cuotas subvaloradas a los pescadores suratlánticos, y la subsiguiente pérdida de renta de éstos si estuviesen interesados en la pesca de caballa. Pero lo más preocupante sería una situación inversa, en la que la TAC comunitaria para la IXa fuese alta y sin embargo la especie en el litoral suratlántico estuviese sobreexplotada. Este hecho podría causar un fenómeno de sobrepesca irreversible. Por esta razón, creemos que debe acometerse urgentemente una distribución de cuotas entre cada una de las subdivisiones de la región IXa, que permita la gestión de *stocks* que en realidad son diferentes.

En definitiva, podemos afirmar que el *stock* de caballa de la región suratlántica no se encuentra sobreexplotado. Por esta razón, en los próximos apartados dedicados a la gestión óptima de pesquerías, se analizará solamente la pesquería de boquerón, estableciendo las políticas óptimas bajo criterios de maximizar la rentabilidad manteniendo estacionario al *stock* de peces.

III. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA PESQUERÍA

El análisis anterior nos ha permitido determinar cuál es la situación en la que se encuentra el *stock* de peces. No obstante, no hemos dicho nada acerca de los aspectos económicos inherentes a la explotación pesquera. Para ello, hemos de introducir previamente dos hipótesis simplificadoras sobre las componentes de los beneficios derivados de la actividad pesquera que, en mayor o menor medida, parecen verificarse en el caso que nos ocupa.

En primer lugar, vamos a suponer que la demanda de boquerón en primera venta es perfectamente elástica; es decir, que las variaciones en las cantidades desembarcadas apenas tendrán alguna influencia en el precio alcanzado en lonja. Esta afirmación no es gratuita. A diferencia de lo que ocurría en los años sesenta y setenta, el destino final de las capturas de boquerón suele ser en la actualidad alguno de los mercados centrales existentes (fundamentalmente, Madrid y Sevilla), lugares en los que las entradas de boquerón suratlántico son una cantidad insignificante del conjunto ofertado, y su variación apenas si tiene efecto en el precio de mercado, que se encuentra muy influido por las importaciones de boquerón, como ya ha sido dicho. Además, la mayor parte de los compradores en lonja suelen ser representantes de los asentistas de la red Mercasa y, al tener el control prácticamente to-

tal de la demanda, el precio final se encuentra muy vinculado al de la red de mercados centrales. De hecho, por ejemplo, el precio medio mensual máximo en primera venta alcanzado en las lonjas de Huelva en los dos últimos años corresponde al mes de marzo de 1995, coincidiendo con un incremento de los precios en Mercamadrid a causa de la caída de la oferta. No obstante, al analizar información mensual, puede observarse alguna relación precio-cantidad, pero su importancia es mínima respecto a la influencia del precio del mercado nacional. Sólo para los meses en los que la flota tiene prohibido faenar existe una relación significativa cantidad-precio, pero en estos casos las entradas de boquerón en lonja son insignificantes y provienen de capturas esporádicas de la flota de arrastre.

Por consiguiente, tomaremos el precio del boquerón como dado por el mercado nacional, y en nuestro análisis lo estimaremos mediante el promedio ponderado de los últimos 36 meses ($p_m = 350$ pesetas/Kg).

En segundo lugar, supondremos la inexistencia de costes fijos en la actividad pesquera, de forma que todos los componentes de coste se pueden expresar mediante relaciones con el nivel de capturas individual o el nivel de esfuerzo individual, teniendo en cuenta siempre que el régimen de remuneración de los pescadores es el salario a la parte. Para la determinación de los componentes de coste, se ha acudido a entrevistas personales con varios armadores. Los costes vinculados con el nivel de ventas son los siguientes: comisión de lonja ($c_{11} = 3$ por 100 s/ventas), cofradía ($c_{12} = 2$ por 100 s/ventas) e IVA ($c_{13} = 6$ por 100). En definitiva, suponemos un coste derivado de las ventas de $c_1 = \Sigma c_{1i} = 11$ por 100 sobre el total de ventas efectuado. En cuanto a costes derivados del nivel de esfuerzo ejercido, tenemos el consumo de gasoil, que hemos estimado en 47 litros por día de pesca a 30 pesetas por litro ($c_{21} = 1.410$ ptas), más el coste de los seguros sociales, estimado en, aproximadamente, 1.000 por pescador y día ($c_{22} = 6.200$ ptas), más otras $c_{23} = 25.000$ pesetas por día de pesca en concepto de suministros y reparaciones varias incluidas en la determinación del *monte mayor*, totalizando un coeficiente de coste del esfuerzo de $c_2 = \Sigma c_{2i} = 32.610$ pesetas por día de pesca.

De esta forma, para la determinación de la remuneración de los pescadores, hemos de restar a los ingresos brutos las comisiones de venta, impuestos y costes del esfuerzo, de forma que de esta diferencia le corresponde a los tripulantes una porción $\gamma = 50$ por 100. Así, la remuneración de los pescadores (R) puede obtenerse como:

$$R = \gamma [p_m h (1 - c_1) - c_2 E] \quad [15]$$

donde p_m representa al precio unitario bruto de las capturas, h a la cantidad vendida y E al nivel de esfuerzo pesquero ejercido por el barco, siendo c_1 y c_2 los coeficientes de coste anteriormente definidos. Por tanto, la función de beneficios individual para cada barco de la flota vendrá dada por

$$\Pi_i(h_i, E_i) = \gamma [p_m h_i (1 - c_1) - c_2 E_i] \quad [16]$$

y la del conjunto de la pesquería por

$$\begin{aligned} \Pi_i(h_i, E_i) &= \sum_{i=1}^N \Pi_i(h_i, E_i) = \\ &= \sum_{i=1}^N \gamma [p_m h_i (1 - c_1) - c_2 E_i] \end{aligned} \quad [17]$$

siendo N el número de barcos presentes en la pesquería.

Denotando al precio neto de las capturas por $p = \gamma p_m (1 - c_1)$, y al coste neto del esfuerzo por $c = \gamma c_2$, podemos reescribir [13] mediante

$$\Pi_i(h_i, E_i) = p h_i - c E_i \quad [18]$$

donde h_i y E_i son, respectivamente, la captura total del año y el esfuerzo total ejercido en éste por el conjunto de la flota. No obstante, aunque podemos suponer que la estructura de costes de las unidades de la flota puede ser similar, no lo es el nivel de esfuerzo ejercido.

En la actualidad, los 23 barcos monovalentes faenan por término medio durante 120 días cada uno, mientras que los 15 polivalentes lo hacen durante 60 días. De esta forma, con los cálculos anteriores, el beneficio neto individual de un barco monovalente en la pesquería de boquerón será de 3.328.687 ptas/año, mientras que el de un barco polivalente será la mitad, dado que actualmente faenan tres meses por año.

El objetivo económico básico de la gestión de la pesquería será maximizar la corriente de sus beneficios presentes y futuros, descontados a una tasa δ tal que represente la distribución intergeneracional de los mismos. Es decir, a medida que incrementemos dicha tasa, estamos reduciendo los beneficios que obtendrían las generaciones futuras.

Existen dos casos extremos típicos; en primer lugar, si la tasa de descuento aplicada es $\delta = 0$, entonces se está otorgando la misma importancia a las diversas generaciones, por lo que sería un supuesto de perfecta equidad intergeneracional, y el problema de optimización dinámico se reduce a la simple maximización estática de los beneficios.

Por el contrario, si asignamos una tasa de descuento infinita, entonces se está despreciando a las generaciones futuras, y el órgano de gestión actuaría como una pesquería de libre acceso o competitiva, en la que los pescadores operan guiados por una conducta «miope» hasta el punto en el cual sus beneficios se hacen nulos, ya que a partir de dicho instante, comenzarán a abandonar la pesquería, si es que existen empleos alternativos. No obstante, dada la incertidumbre asociada al reclutamiento o al crecimiento natural del *stock* de peces, podríamos sustituir dicho objetivo determinista por maximizar el valor actual esperado de la corriente de beneficios futuros de la pesquería.

Sin embargo, como Reed (1974, 1979) ha demostrado, bajo ciertas condiciones la política óptima estocástica de control coincide con la solución del problema análogo determinista, por lo que, por simplicidad, plantearémos nuestro problema desde una perspectiva determinista (2). La única diferencia entre considerar un planteamiento u otro es que las capturas fluctuaran alrededor de su valor esperado medio como respuesta al comportamiento aleatorio del reclutamiento.

En general, el problema de controlar la pesquería óptimamente puede formularse en tiempo discreto como

$$\max J = \sum_{t=1}^{\infty} \Pi_t(h_t, E_t) \alpha^{t-1} \quad [19]$$

donde $\alpha = (1 + \delta)^{-1}$ es el factor de descuento, sujeto a la restricción de que el esfuerzo individual se encuentre acotado entre 0 y un valor máximo, en nuestro caso dado por el número máximo de días que un barco puede faenar (por ejemplo, 240 días por año), a la restricción biológica contenida en la ecuación [3] que regula el crecimiento del *stock* explotado, dada la función [4] de capturas. Este planteamiento puede resolverse fácilmente utilizando programación dinámica o el *principio del máximo* (discreto) de Pontriagyn, obteniéndose las condiciones necesarias de optimalidad. También podríamos formular nuestro problema en tiempo continuo, de forma que el funcional objetivo vendría dado por

$$\max J = \int_0^{\infty} \Pi[h(t), E(t)] e^{-\delta t} \quad [20]$$

sujeto a la restricción biológica recogida por la ecuación [1], con una función de capturas dada por [2], y encontrándose, como antes, la tasa de esfuerzo individual acotada entre cero y un valor máximo. Este problema puede resolverse mediante cálculo de variaciones o aplicando el *principio del máximo* de Pontriagyn (3).

En síntesis se trata de determinar el nivel de biomasa óptimo, de forma que el gestor de la pesquería pueda controlar dicho nivel en el tiempo fijando una tasa de capturas adecuada (o tasa de esfuerzo) para que se maximice la utilidad social neta proporcionada por el recurso. Una vez determinados los niveles óptimos, podrían definirse cuáles han de ser las políticas convenientes para su consecución. Las soluciones obtenidas por ambas metodologías son equivalentes, de forma que los niveles óptimos de esfuerzo y captura serán idénticos, si bien el *stock* de equilibrio obtenido mediante [20] es un promedio anual, mientras que el obtenido al optimizar [19], tal y como ha sido definido en [3] es el *stock* a comienzos de la temporada de pesca. No obstante, el planteamiento analítico en tiempo continuo es mucho más simple, por lo que es el que desarrollaremos a continuación.

Si en la función de beneficios netos de la pesquería eliminamos el esfuerzo utilizando [2], podemos expresar el funcional objetivo [20] como:

$$\max J = \int_0^{\infty} \Pi[h(t), X(t)] e^{-\delta t} = \int_0^{\infty} [p - c(X)] h(t) e^{-\delta t} \quad [21]$$

donde $c(X) = c/qX$, es el coeficiente de costes por unidad de captura, bajo las restricciones dadas por el tamaño de la flota y la dinámica del *stock*

$$\frac{dX}{dt} = F(X) - h(t) \quad [22]$$

$$X(0) = X_0; \quad 0 \leq h(t) \leq h_{\max} \quad [23]$$

donde $F(X)$ es la función de crecimiento logístico de Schaefer, recogida en [1], X_0 será el nivel inicial (actual) del *stock* y h_{\max} es la tasa de capturas correspondiente a la tasa de esfuerzo máxima que puede desarrollar la flota para un *stock* dado.

Aplicando el *principio del máximo*, definimos la función hamiltoniana en valor corriente como

$$\bar{H}[X, h, t, \mu] = [p - c(X)] h(t) + \mu(t) [F(X) - h(t)] \quad [24]$$

de forma que $\mu(t)$ representa la variable de coestado en valor corriente o precio sombra del recurso. La condición de optimalidad del principio del máximo indica que el nivel de captura óptimo debe maximizar el hamiltoniano, por lo que tendremos

$$[p - c(X)] = \mu(t) \quad [25]$$

es decir, que en el óptimo el beneficio marginal del recurso debe ser igual al resultante de invertir en el mismo (precio sombra).

Diferenciando [25] y teniendo en cuenta la ecuación adjunta del *principio del máximo*, se obtiene la condición necesaria de optimalidad siguiente

$$F'(X) - \frac{c'(X) F(X)}{[p - c(X)]} = \delta \quad [26]$$

que indica que *la ganancia marginal inmediata por incrementar las capturas actuales debe igualar en el óptimo al valor actual de las futuras pérdidas en rentabilidad causadas por dicho cambio* (Pearce y Turner, 1990).

La ecuación [26] no es más que una ecuación implícita en X , nivel de *stock*, que nos conduce a una ecuación de segundo grado de forma que todo valor X^* que satisfaga dicha relación es la solución del problema, que es singular bajo las condiciones expuestas. Dado que la solución X^* es única bajo las condiciones establecidas, entonces la solución óptima será mantener el *stock* a dicho nivel de forma indefinida. Al ser éste constante, de [1] se verificará que la explotación ha de ser sostenible, o, lo que es lo mismo, que debe situarse sobre la curva dada por [13].

Una vez determinado el nivel óptimo de *stock*, basta con aplicar [1] y [13] para determinar los correspondientes niveles de esfuerzo y capturas. Lo único que restaría sería la determinación de las trayectorias de aproximación al equilibrio estacionario óptimo, y en el caso de un control lineal como el que nos ocupa, como demostraron Spence y Starr (1975), las trayectorias de aproximación óptimas son las más rápidas posibles. Es decir, si el *stock* actual es inferior al óptimo, la política adecuada será no capturar nada hasta que el recurso alcance dicho nivel. Por el contrario, si el *stock* inicial es superior al óptimo, deberíamos capturar a la tasa máxima de capturas posibles, h_{max} , hasta situarlo en el nivel deseado.

En el cuadro n.º 7, se muestran las diferentes combinaciones de *stock*, capturas y esfuerzo óptimas según diversas tasas de descuento. La última fila corresponde al equilibrio bionómico o bioeconómico de libre acceso, en el cual la utilidad social neta de la pesquería es nula.

En la actualidad, la pesquería se encuentra situada a un nivel de *stock* medio anual de 2.412 Tm, ejerciendo la flota un nivel de esfuerzo de 3.660 días de pesca y obteniendo unas capturas de 1.035 Tm. De los datos del cuadro número 7 y para tasas de descuento razonables (0-10 por 100), cualquier solución económicamente óptima requiere reducir el esfuerzo en 1/3, para obtener unas capturas superiores en un 30 por 100 manteniendo el *stock* a un nivel que casi duplica al actual.

CUADRO N.º 7

SOLUCIONES ÓPTIMAS SEGÚN LA TASA DE DESCUENTO APLICADA

TASA DE DESCUENTO (porcentaje)	Stock X^* (Tm)	Esfuerzo E^* (días pesca)	Capturas h^* (Tm)
0	4.523	2.492	1.322
2,50	4.399	2.577	1.330
5	4.277	2.661	1.335
7,50	4.157	2.743	1.337
10	4.039	2.825	1.338
12,50	3.923	2.904	1.336
15	3.810	2.982	1.332
17,50	3.699	3.058	1.326
20	3.590	3.133	1.319
25	3.381	3.277	1.299
50	2.519	3.869	1.142
100	1.658	4.460	867
Infinita	893	4.984	522

Si la pesquería dejara de gestionarse como hasta ahora, la carrera competitiva por el recurso provocaría que los pescadores intensificaran su actividad hasta situarse en el equilibrio bioeconómico o de libre acceso (última fila del cuadro n.º 7), en el cual no obtendrían ni ganancias ni pérdidas. En ese nivel, las capturas se habrían reducido a la mitad de las actuales, el esfuerzo se habría multiplicado por una vez y media y el *stock* se habría reducido hasta alcanzar las 893 Tm. Cada uno de los 38 barcos que actúan en la pesquería estaría faenando, por término medio, 131 días, y bajo el supuesto de diversas productividades o estructuras de costes (hasta ahora hemos supuesto la homogeneidad de las unidades), sólo los más eficientes obtendrían algún beneficio, mientras que el resto (los intramarginales) se encontrarían en situación de pérdidas. Puede verificarse cómo ésta fue aproximadamente la situación existente alrededor de 1980 (véase el gráfico 1).

Además, llegar a esta situación nuevamente sería relativamente sencillo para la flota, dado que puede estimarse en algo más de siete meses faenando toda la flota. No obstante, hemos de tener en consideración la posible existencia de oportunidades de empleos alternativos para los pescadores. De hecho, en el nivel de equilibrio de libre acceso éstos, dado el régimen de remuneración a la parte, no estarían recibiendo ningún salario, lo cual no parece razonable. Si se tiene en cuenta la existencia de empleos alternativos, deberíamos, llegados a un punto, sustituir en la función de beneficios

CUADRO N.º 8

CUENTAS DE RESULTADOS POR BARCO PARA DIVERSOS EQUILIBRIOS

	Situación actual	Libre acceso	ÓPTIMOS ECONÓMICOS		RMS
			$\delta = 5$ por 100	$\delta = 0$ por 100	
Ventas brutas	9.532.895	4.806.388	12.293.524	12.175.631	12.323.376
(-) Comisión de lonja	285.987	144.192	368.806	365.269	369.701
(-) Retorno cofradía	190.658	96.128	245.870	243.513	246.468
(-) IVA	571.974	288.383	737.611	730.538	739.403
(-) Combustible	135.805	184.960	98.740	92.480	103.851
(-) Seguros sociales	597.158	813.298	434.174	406.649	456.650
(-) Otros gastos	2.407.895	3.279.428	1.750.703	1.639.714	1.841.329
(=) Monte mayor	5.343.418	0	8.657.620	8.697.468	8.565.975
(-) Salarios	2.671.709	0	4.328.810	4.348.734	4.282.987
(=) Beneficios	2.671.709	0	4.328.810	4.348.734	4.282.987
Días de pesca por barco	96	131	70	66	74
Capturas barco y día (Kg)	283	105	502	530	478
Rentabilidad (porcentaje)	28	0	35,20	35,70	34,80
Ingresos por pescador y día	4.474	0	9.970	10.694	9.379

los costes salariales [15] por el coste de oportunidad, definido por el salario mínimo en los empleos alternativos, ya que, evidentemente, antes de que su remuneración se disipe completamente, los pescadores habrán abandonado la actividad, por lo que el equilibrio de libre acceso se situaría a un nivel de esfuerzo algo menor. Por ejemplo, si se cifra el salario de oportunidad en c_3 pesetas por día de pesca, una simple operación algebraica nos lleva a limitar la expansión de la flota al nivel de esfuerzo de

$$E < \frac{r}{q} \left[1 - \left(\frac{c_3 + c}{pKq} \right) \right] \quad [27]$$

dado que por encima de dicho nivel los salarios obtenidos en [15] serían inferiores a la renta de oportunidad. En nuestro caso, la existencia de empleos alternativos donde los pescadores obtengan 70.000 ptas/mes, tendría como resultado que el equilibrio de libre acceso se situase en un nivel de esfuerzo de 4.170 días de pesca, en vez de los 4.984 antes expuestos.

Consideraciones análogas podrían establecerse sobre la posible reinversión del capital o la existencia de pesquerías alternativas hacia las que se dirigieran los pescadores cuando su renta se reduzca por debajo de cierto nivel. No obstante, en el caso que nos ocupa, una pesquería situada en una zona

con tasas de desempleo elevadas y pocas alternativas de inversión, parece razonable suponer la inexistencia de empleos alternativos, y, por consiguiente, podríamos admitir la posibilidad de que la pesquería alcance efectivamente el nivel de disipación de rentas o equilibrio bioeconómico.

Hecha esta observación, podríamos comparar las cuentas de resultados para un barco medio en diversas situaciones: bajo libre acceso, en la situación actual, dos óptimos alternativos con $\delta = 5$ por 100 y $\delta = 0$ por 100, es decir, este último bajo el principio de equidad intergeneracional absoluta, y la situación de rendimiento máximo sostenible u óptimo biológico de la pesquería. En la situación actual, cada barco está pescando, por término medio, 96 días, logrando unas capturas diarias de 283 kilogramos, de forma que los pescadores obtienen una remuneración de 4.474 pesetas por día de pesca y el armador una rentabilidad del 28 por 100 sobre las ventas (hecha abstracción de la amortización del capital invertido, cuya consideración implicaría disminuir esta rentabilidad).

Si la Administración no controlase la pesquería, es decir, si se dejase faenar a todos los barcos cuanto quisiesen, la pesquería se situaría en un equilibrio en el cual se disiparía toda la renta, dado que los costes de explotación, excluidas remuneraciones salariales, igualarían a los ingresos deriva-

CUADRO N.º 9

NOTACIÓN UTILIZADA EN EL ANÁLISIS

NOTACIÓN	Concepto
$N(t)$	Número de barcos en la pesquería
$E_i(t)$	Tasa de esfuerzo ejercido por el barco i -ésimo en días de pesca/año
$E(t)$	Tasa de esfuerzo total ejercido por la flota en días de pesca/año
$h_i(t)$	Tasa de capturas individuales del barco i -ésimo en Tm/año
$h(t)$	Tasa de capturas totales de la flota en Tm/año
$X(t)$	Volumen de biomasa existente en toneladas
r	Tasa de crecimiento intrínseco (1/año)
K	Nivel máximo asintótico de biomasa en toneladas
q	Coefficiente de capturabilidad (1/días de pesca y año)
p_m	Precio bruto en ptas. por Tm de captura
p	Precio neto por em ptas. por Tm de captura
C_{11}	Porcentaje sobre ventas de comisión de la lonja
C_{12}	Porcentaje sobre ventas de retorno a la cofradía
C_{13}	Impuesto sobre el valor añadido (porcentaje)
C_1	Total costes sobre ventas (porcentaje)
C_{21}	Coste del combustible por día de pesca en pesetas
C_{22}	Coste de los seguros sociales por día de pesca en pesetas
C_{23}	Suministros, lubricantes y reparaciones por día de pesca en pesetas
C_2	Total costes brutos por día de pesca en pesetas
C_3	Costes de oportunidad de la mano de obra en pesetas
C	Total costes netos por unidad de esfuerzo en pesetas
γ	Porcentaje correspondiente al armador del <i>monte mayor</i>
R	Remuneración de la mano de obra en pesetas
$\mu(t)$	Precio sombra del recurso en ptas. por tonelada

dos de la venta de las capturas. A este nivel cada barco operaría por término medio 131 días por año, obteniendo unas capturas de 105 Kg por día.

En las situaciones óptimas desde un punto de vista económico, la flota reduce su nivel de actividad hasta desarrollar un esfuerzo medio entre 66 y 75 días de pesca por año; es decir, unos 30 días menos por barco que en la actualidad. Ello conduce a incrementar las capturas diarias hasta casi duplicar las actuales, de forma que la rentabilidad del armador crece un 25,7 por 100 y la remuneración diaria de los pescadores un 123 por 100, aunque reducen el número de días en los que trabajan. Los dos supuestos de equilibrios óptimos estacionarios recogidos en el cuadro n.º 5 suelen ser los más comunes; es decir, una tasa de descuento del 5 por 100, suficiente para compensar los efectos de la inflación, o una tasa de descuento del 0 por 100, equidad intergeneracional perfecta o rendimiento máximo económico (RME).

Finalmente, la diferencia entre los óptimos económicos y el óptimo biológico (RMS) de la pesquería es poco significativa, pero sí resulta conveniente destacar que este último coincide con el óptimo

económico en el cual el organismo de gestión aplicase una tasa de descuento social cercana al 10 por 100, de forma que valoraría mucho más los rendimientos presentes que los futuros. De hecho, en el RMS la rentabilidad del armador es inferior en un 1 por 100 al RME ($\delta = 0$ por 100), los barcos faenan por término medio 74 días, ocho más que en el RME, la remuneración de los pescadores es inferior en 1.300 pesetas por día de pesca y las capturas diarias por barcos son menores en 32 kilogramos por día.

En definitiva, la determinación de las soluciones económicamente óptimas permite a la autoridad de gestión diseñar políticas eficientes y evaluar los efectos redistributivos de las mismas, como veremos a continuación.

IV. REGULACIÓN DE LA PESQUERÍA DE BOQUERÓN

El problema económico básico de la actividad pesquera no es otro que la ausencia de unos derechos de propiedad claramente delimitados. Los re-

curso pesquero son de propiedad pública y han sido explotados hasta tiempos muy recientes en régimen de libre acceso. Ello conlleva la existencia de una divergencia entre el producto marginal privado del esfuerzo de pesca y el producto marginal social, de forma que si para el conjunto de la sociedad el pescado no capturado posee un valor (precio sombra) en cuanto que puede acrecentar la biomasa futura y, por consiguiente, las utilidades futuras, para el pescador individual el pescado en el mar no tiene valor (Gordon, 1954, pág. 135). Para el pescador individual, la captura crece a medida que crece su propio esfuerzo, pero si se considera el conjunto de la pesquería, la entrada de nuevos pescadores hace descender las capturas individuales de todos ellos, de forma que, finalmente, la utilidad que podría obtenerse se disipa completamente a causa de la ineficiente asignación de derechos de propiedad. Existe, por consiguiente, una deseconomía externa que debe ser internalizada mediante alguna forma de gestión para lograr la eficiencia en la pesquería. En palabras de Anderson (1977), el objetivo de la gestión de pesquerías es la reasignación de recursos desde la combinación existente bajo libre acceso a un sistema controlado diseñado para maximizar el valor neto de la producción para la pesquería considerada como un todo.

Para una pesquería hipotética que hubiese permanecido inexplorada, el problema anterior tendría una fácil solución. Sin embargo, en la mayoría de los casos la situación es la contraria: pesquerías sobre-capitalizadas, stocks sobre-explotados y rentas disipadas por la competencia entre los diferentes pescadores.

El logro de la eficiencia social, o racionalización de la pesquería, implicaría, según Crutchfield (1979), cuatro condiciones de difícil obtención simultánea: 1) la igualdad entre ingresos y costes marginales (incluyendo los posibles costes de la gestión); 2) la optimización de la composición de las capturas (4); 3) el establecimiento de un tamaño óptimo para la flota y una configuración técnicamente eficiente de cada barco operativo, y 4) el despliegue óptimo de la flota, en el sentido de que no puedan incrementarse las capturas mediante cambios en el tiempo o área de pesca que alteren el nivel prefijado de esfuerzo. Cualquier medida que actuase de forma positiva sobre una o todas las condiciones anteriores puede considerarse como un paso hacia una racionalización de la pesquería (Crutchfield, 1979, pág. 743). Sin embargo, la introducción de medidas de esta naturaleza puede verse limitada, frecuentemente, por conflictos con otros objetivos sociales. Por ejemplo, la limita-

ción del esfuerzo ejercido, aunque lograría optimizar o, en todo caso, suboptimizar las ganancias de la mayoría de los pescadores y armadores, podría incrementar el desempleo y, por consiguiente, la conflictividad social creando una mano de obra excedentaria al aplicar las medidas regulatorias. El gestor social, que generalmente coincide con un ente público vinculado al poder político establecido, será reacio a aplicar medidas que puedan afectar su *statu quo*, de forma que, normalmente, el problema de la racionalización de la pesquería será considerado por éste como un programa más en el marco de un problema de decisión multiobjetivo.

No obstante, el análisis y la consideración de las consecuencias de las diferentes formas de regulación y la búsqueda de medidas eficientes permitirá al gestor social evaluar la conveniencia de su puesta en marcha y, en última instancia, tomar la decisión que, desde el punto de vista social, garantice la consecución de los objetivos planteados.

Las medidas de regulación de pesquerías aplicadas en la práctica pueden actuar sobre alguno o varios de los aspectos anteriores, si bien suelen clasificarse en dos grandes grupos: a) medidas que afectan a la composición de las capturas, y b) medidas que afectan a la cantidad total capturada o al esfuerzo pesquero total ejercido (5). Entre las primeras, que incidirían en la segunda condición de Crutchfield (1979), cabe destacar aquellas que afectan a la selectividad de los artes utilizados, pero para su análisis es necesario formular modelos analíticos con desagregación de la población y de las capturas por edades o tallas, que implican un conocimiento de los fenómenos demográficos del stock del que sólo se dispone para algunas pesquerías. Sin embargo, su implementación es fundamental para la racionalización de pesquerías *demersales*.

El control sobre el esfuerzo total o sobre las capturas totales puede realizarse utilizando diferentes formas de regulación, entre las que cabe destacar: a) el cierre de áreas (establecimiento de *zonas de cría y engorde* en la legislación española); b) las denominadas *paradas biológicas* (*seasonal closures* en la literatura anglosajona); c) el establecimiento de cuotas sobre las capturas, ya sea sobre las capturas totales permitidas (*Total allowable catch quotas*, o TAC), sistema imperante en la Unión Europea, o sobre las capturas individuales, entre las que destacan los programas ITQ que establecen la transferibilidad de las cuotas individuales asignadas; d) la limitación de entradas o número de barcos mediante *licencias*, como es usual en pesquerías internacionales, tanto si se exige un de-

sempolso para su obtención como si no; e) tasas sobre las capturas (*royalties*) o esfuerzo individuales, y f) limitaciones sobre el esfuerzo de pesca ejercido individualmente, ya sea sobre el poder de pesca (tipo de arte o buque) o sobre el tiempo de pesca.

Las medidas anteriores pueden utilizarse aisladamente o de forma simultánea, e incluso acompañadas de limitaciones sobre tallas mínimas y selectividad de artes que garanticen, en cierta medida, que la actividad no afecte a individuos inmaduros. El establecimiento de zonas de veda permite salvaguardar las *nursery* de determinadas especies, garantizando que la actividad pesquera no se dirija a individuos inmaduros. En nuestro país, se ha utilizado esta medida profusamente, evitando las capturas en aguas interiores y en las franjas litorales cercanas a la costa. Las paradas biológicas deberían establecerse para garantizar la no explotación de stocks en sus fases más críticas, al igual que ocurre con las zonas de veda; sin embargo, suelen utilizarse en la práctica para limitar el esfuerzo ejercido a lo largo del año en combinación con otras medidas. Tanto una como otra se encuentran presentes en la mayoría de las pesquerías actuales.

Mediante nuestro modelo, podemos tratar de analizar cómo y cuáles serían los efectos resultantes de la aplicación de las medidas regulatorias comprendidas en los grupos c) a f) anteriores. Evidentemente, no puede servir para analizar los efectos del establecimiento de zonas de veda o limitaciones de tallas, aunque estas últimas podrían evaluarse mediante un modelo multicohorte, para el que se requiere mucha más información biológica que la disponible.

En primer lugar, el establecimiento de cuotas totales sobre las capturas implicaría la limitación de éstas a una cierta cantidad (la tasa de extracción óptima contenida en la última columna del cuadro número 7). Esta forma de regulación garantiza, tras una evaluación del recurso, el mantenimiento de éste a los niveles deseados. No obstante, su aplicación práctica plantea problemas que no siempre son tenidos en cuenta. La forma de implantación sería la siguiente: en nuestro caso, suponiendo una tasa social de descuento del 5 por 100, la política aplicable sería limitar las capturas a 1.335 Tm, de forma que, una vez alcanzado dicho nivel, se cerraría la temporada de pesca. No obstante, su aplicación suele tener efectos perniciosos sobre la rentabilidad de los pescadores. Si no se limita el esfuerzo o las capturas individuales, se introduce una aceleración de la carrera competitiva por hacerse con el recurso, de forma que cada pescador tratará

de maximizar sus capturas antes de que se alcance la cuota total prefijada y se produzca el cierre de la pesquería, introduciéndose incentivos adicionales para la sobrecapitalización y, finalmente, provocando que la rentabilidad real sea inferior a la que se pretendía lograr.

El mismo efecto tendría una limitación de entradas (licencias) sobre el número de las unidades presentes en la pesquería o limitación del esfuerzo total, de forma que se cierre la pesquería cuando se alcancen los 2.661 días de pesca óptimos para una tasa de descuento del 5 por 100. Sólo alcanzará una situación óptima, al igual que antes, si se controla el esfuerzo individual. Existen ejemplos claros de los efectos de esta medida. Por ejemplo, en la pesquería de salmón de la Columbia Británica se instauró en 1968 un programa de limitación del número de unidades, de forma que sólo se permitía la entrada de nuevos barcos por sustitución de los antiguos. Durante los primeros años, el arqueo de los nuevos barcos fue tres veces superior al de los retirados, optándose por regular la equivalencia en TRB entre las unidades sustituidas. Sin embargo, ello sólo consiguió trasladar el efecto a potencia y artes, de forma que el esfuerzo individual continuó creciendo hasta situar a la pesquería en un nivel de sobreexplotación (6). La política actual de limitación del número de unidades, combinada con elevadas ayudas a la modernización, habrá tenido como consecuencia lógica el crecimiento del esfuerzo que se deseaba contener.

En definitiva, tanto el control sin más de las capturas totales (TAC) como el control del esfuerzo total desarrollado por la flota (licencias), aunque permitiría mantener el *stock* al nivel deseado, no implicaría la obtención de las ganancias óptimas, a no ser que se aplique un control sobre capturas individuales o esfuerzos individuales. Sin esta condición, serán medidas regulatorias sub-óptimas.

Para poder lograr la eficiencia, no basta con limitar capturas totales y esfuerzo total, sino que debemos introducir mecanismos en la pesquería que permitan internalizar la deseconomía externa existente. Para ello, la teoría económica prevé dos tipos de soluciones; la primera, solución pigouviana, consistiría en imponer una tasa impositiva sobre las capturas o esfuerzos individuales que internalice dicha deseconomía. La segunda consistiría en establecer unos derechos de propiedad no atenuados sobre el recurso, solución coasiana, y un procedimiento de negociación entre las partes que permita eliminar los factores externos mediante la transferencia de los derechos en un mercado coasiano (sistemas ITQ y de cuotas individuales transferi-

bles de esfuerzo). Nuestro modelo permite también calcular las soluciones óptimas en ambos casos, aunque aquí no se presentan por limitaciones de espacio.

V. CONCLUSIONES

La pesquería de boquerón de la región Suratlántica mostró a principios de la década de los ochenta graves síntomas de sobreexplotación. No obstante, la reducción del esfuerzo a mediados de dicha década ha posibilitado una recuperación significativa del *stock*; se requiere aún un descenso del esfuerzo desarrollado para que pueda considerarse que esta pesquería opera a niveles óptimos. Hemos analizado la situación del *stock* y determinado los niveles óptimos de esfuerzo y capturas para lograr la maximización del valor actual de la utilidad social neta de la pesquería. Asimismo, se han considerado diferentes formas de regulación que permitirían situar la pesquería en el nivel deseado. No obstante, somos conscientes de que todos los resultados obtenidos descansan sobre las estimaciones realizadas, y, por consiguiente, sobre la información estadística disponible. Desgraciadamente, las actuales estadísticas pesqueras adolecen de graves defectos, tanto en la forma de recoger dicha información como en la fiabilidad de lo recogido, por lo que, quizás, este trabajo debe entenderse como una muestra de lo que podría hacerse si se dispusiera de una información aceptablemente veraz.

La metodología expuesta a lo largo de este trabajo puede ser una alternativa aplicable en casos en los cuales exista poca o ninguna información biológica sobre el *stock* que se desee analizar, como ocurre con muchas pesquerías del Mediterráneo y la región Suratlántica. El método de estimación de biomasa y parámetros biológicos puede, además, generalizarse fácilmente a modelos multicohorte y con generaciones superpuestas, e incorporar cualquier información disponible sobre evaluaciones directas sin más que modificar las distribuciones *a priori* del período y parámetro correspondiente. Asimismo, la determinación de los niveles óptimos de *stock*, medidas regulatorias eficientes y trayectorias de aproximación, tal y como se han expuesto en este trabajo, permiten gestionar pesquerías de pequeña dimensión que, en ocasiones, quedan diluidas en la clasificación estadística por grandes áreas de gestión utilizadas en el Atlántico.

NOTAS

(1) Un modelo equivalente podría obtenerse en tiempo discreto simplemente eliminando el *stock*, bajo la hipótesis de estacionariedad, a partir de las ecuaciones [3] y [4], de forma que pueden expresarse las capturas como

$$h = (\beta_1 e^{-\alpha E} - 1) (e^{\alpha E} - 1) / \beta_2$$

donde h es la captura total de la temporada y E el esfuerzo total ejercido.

(2) Las condiciones de Reed (1974, 1979), que se verifican en nuestro modelo, son las siguientes: a) la relación de reclutamiento [3] ha de ser cóncava, creciente y satisfacer la condición de que $F(X)X/F(X)$ sea no creciente; b) los costes de las capturas deben ser proporcionales al inverso del *stock*, y c) el nivel de *stock* de beneficios cero (libre acceso) debe ser autosostenido en el sentido de que verifique $P[X_{t+1} \geq x / X_t = x] = 1$. Estas condiciones se verifican para las relaciones de reclutamiento más usuales tales como la de BEVERTON y HOLT (1957), CUSHING (1971) y RICKER (1954).

(3) Este modelo coincide básicamente con el formulado por CRUTCHFIELD y ZELLNER (1962), y resuelto mediante control óptimo por CLARK (1973), NEHER (1974), MUNRO y CLARK (1975) y CLARK y DE PREE (1979).

(4) Que deberán limitarse a peces con tallas/edades eficientes desde el punto de vista biológico.

(5) Véanse, por ejemplo, GULLAND (1974), pág. 128; y ANDERSON (1977), pág. 153.

(6) Véanse ANDERSON (1976), pág. 187, o CLARK (1976), páginas 255-256.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, L. G. (1976), «The relationship between firm and fishery in common property fisheries», *Land Economics*, 52 (2), páginas 179-191.
- (1977), *The economics of fisheries management*, Baltimore, Johns Hopkins University Press, 214 páginas.
- (1978), «The relation between firm and fishery in common property fisheries: reply», *Land Economics*, 54 (1), págs. 100-103.
- (1991), «Efficient policies to maintain total allowable catches in ITQ fisheries with at-sea processing», *Land Economics*, 67 (2), páginas 141-157.
- (1991), «A note on market power in ITQ fisheries», *Journal of Environmental Economics and Management*, 21, págs. 291-296.
- BEDDINGTON, J. R.; WATTS, C. M. K., y WRIGHT, W. D. C. (1975), «Optimal cropping of self-reproducible natural resources», *Econometrica*, 43 (4), págs. 789-802.
- BERCK, P. (1979), «Open access and extinction», *Econometrica*, 47, páginas 877-882.
- BERCK, P., y JOHNS, G. (1991), «Estimating structural resource models when stock is uncertain: Theory and its application to Pacific Halibut», en LUND, D., y ØKSENDAL, B. (eds.), *Stochastic models and option values*, Amsterdam, Elsevier Science (North-Holland), páginas 243-266.
- BERCK, P., y PERLOFF, J. M. (1984), «An open-access fishery with rational expectations», *Econometrica*, 52 (4), págs. 489-506.
- BEVERTON, R. J. H., y HOLT, S. J. (1957), «On the dynamics of exploited fish populations», *Fishery Investigations Series II*, XIX, Londres, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 533 páginas.
- CARLIN, B. P., et al. (1991), «Inference for nonconjugate bayesian models using the Gibbs sampler», *Canadian Journal of Statistics*, 19, páginas 399-405.
- CARLIN, B. P.; POLSON, N. G., y STOFFER, D. S. (1992), «A Montecarlo approach to nonnormal and nonlinear state-space modeling», *J. of the American Statistical Association*, 87 (418), págs. 493-500.

- CLARK, C. W. (1973), «Profit maximization and the extinction of animal species», *Journal of Political Economy*, 81, págs. 950-961.
- (1976), *Mathematical bioeconomics. The optimal management of renewable resources*, Nueva York, Wiley, 386 páginas.
- (1980), «Towards a predictive model for the economic regulation of commercial fisheries», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, págs. 1111-1129.
- (1982), «Concentration profiles and the production and management of renewable resource stocks: problems of irreversible investment», en EICHORN, W., *Economic theory of natural resources*, Viena, Physica-Verlag, págs. 97-112.
- (1989), «Bioeconomic modeling and resource management», en LEVIN, S. A.; HALLAN, T. G., y GROSS, L. J. (eds.), *Applied mathematical ecology*, Berlin, Springer-Verlag, págs. 11-57.
- CLARK, C. W.; CLARKE, F. H., y MUNRO, G. R. (1979), «The optimal exploitation of renewable resource stocks: problems of irreversible investment», *Econometrica*, 47, págs. 25-47.
- CLARK, C. W., y DE PREE, J. D. (1979), «A simple linear model for the optimal exploitation of renewable resources», *Applied Mathematics and Optimization*, 5, págs. 181-196.
- CLARK, C. W., y LAMBERSON, R. H. (1982), «An economic history and analysis of pelagic whaling», *Marine Policy*, 6, págs. 103-120.
- CLARK, I. N.; MAJOR, P. J., y MOLLET, N. (1988), «Development and implementation of New Zealand's ITQ management system», *Marine Resource Economics*, 5 (4), págs. 325-349.
- CLARK, C. W., y MUNRO, G. R. (1975), «The economics of fishing and modern capital theory: A simplified approach», *Journal of the Environmental Economics and Management*, 2, págs. 92-106.
- COASE, R. H. (1960), «The problem of social costs», *Journal of Law and Economics*, III, págs. 1-44.
- COLLETE, B. B., y NAUEN, C. (1983), «FAO Species catalogue. 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrate catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to data», *FAO Fish Synop*, 125, págs. 1-137.
- CONRAD, J. M., y CLARK, C. W. (1987), *Natural resource economics. Notes and problems*, Nueva York, Cambridge University Press, 231 páginas.
- COPEL, P. (1986), «A critical review of the individual quota as a device in fisheries management», *Land Economics*, 62 (3), páginas 278-291.
- CRUTCHFIELD, J. A. (1979), «Economic and social implications of the main policy alternatives for controlling fishing effort», *J. Fish. Res. Board Can.*, 36, págs. 742-752.
- CRUTCHFIELD, J. A., y ZELLNER, A. (1962), «Economic aspects of the Pacific halibut fishery», *Fishery Industrial Research*, 1 (1), páginas 1-173.
- CUSHING, D. H. (1971), «The dependence of recruitment on parent stock in different groups of fishes», *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 33, páginas 340-362.
- CUSHING, D. H., y HARRIS, J. G. K. (1973), «Stock and recruitment and the problem of density dependence», *Rapp. Procès-Verb. Cons. Int. Explor. Mer.*, 164, págs. 142-155.
- DESVROYE, L. (1986), *Non-uniform random variate generation*, Nueva York, Springer-Verlag, 843 páginas.
- DEVORETZ, D., y SCHWINDT, R. (1985), «Harvesting canadian fish and rents: A partial review of the report of the Commission on Canadian Pacific Fisheries Policy», *Marine Resource Economics*, 1 (4), páginas 347-367.
- GELFAND, A. E., y SMITH, A. F. M. (1990), «Sampled-based approaches to calculating marginal densities», *JASA*, 85, págs. 398-409.
- GEMAN, S., y GEMAN, D. (1984), «Stochastic relaxation, Gibbs distributions and the bayesian restoration of images», *IEEE Transact. on Pattern Analysis and Machines Intelligence*, 6, págs. 721-741.
- GORDON, H. S. (1953), «An economic approach to the optimum utilization of fishery resources», *J. Fish. Res. Board Can.*, 10 (7), páginas 442-457.
- (1954), «The economic theory of a common-property resource: The fishery», *Journal of the Political Economy*, 62, páginas 124-142.
- GULLAND, J. A. (1974), *The management of marine fisheries*, Bristol, Scientifica, 198 páginas.
- HEAPS, T., y HELLIWELL, J. N. (1985), «The taxation of natural resources», en AUERBACH, A. J., y FELDSTEIN, M. (ed.), *Handbook of Public Economics*, vol. I, págs. 421-472.
- KARPOFF, J. M. (1987), «Suboptimal controls in common resource management: The case of the fishery», *Journal of Political Economy*, 95 (1), págs. 179-194.
- LORENZO, J. M., y GONZÁLEZ, J. M. (1993), «Determinación de la talla de primera madurez sexual y período reproductivo de la caballa *Scomber japonicus* de las islas Canarias», *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 9, págs. 15-22.
- METROPOLIS, N., et al. (1953), «Equations of state calculations by fast computing machines», *Journal of Chemical Physics*, 21, páginas 1087-1091.
- MOLONEY, D. G., y PEARSE, P. H. (1979), «Quantitative rights as an instrument for regulating commercial fisheries», *J. Fish. Res. Board Can.*, 36, págs. 859-866.
- NEHER, P. A. (1974), «Notes on the Volterra-Quadratic fishery», *J. of Economic Theory*, 8, págs. 39-49.
- PEARSE, D. W., y TURNER, R. K. (1990), *Economics of natural resources and the environment*, New York, Harvester Wheatsheaf.
- PEARSE, P. H. (1972), «Rationalization of Canada's west coast salmon fishery: An economic evaluation», en *Economic aspects of fish production*, Paris, OCDE, págs. 172-202.
- (1978), «Approaches to economic regulation of fisheries», en *FAO-CECAF workshop of fishery development planning and management*, Lome, 35 páginas.
- PIGOU, A. C. (1920), *Economics of Welfare*, Londres, McMillan. Se ha utilizado la versión española de Aguilar, Madrid, 1946.
- PUU, T. (1977), «On the profitability of exhausting natural resources», *Journal of Environmental Economics and Management*, 4, páginas 185-199.
- REED, W. J. (1974), «A stochastic model for the economic management of a renewable animal resource», *Mathematical Bioscience*, 22, págs. 313-337.
- (1979), «Optimal escapement levels in stochastic and deterministic harvesting models», *Journal of Environmental Economics and Management*, 6, págs. 350-363.
- RICKER, W. E. (1954), «Stock and recruitment», *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 11(5), págs. 559-623.
- RIPLEY, B. D. (1987), *Stochastic simulation*, Nueva York, Wiley, 237 páginas.
- SCHAEFER, M. B. (1954), «Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries», *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1 (2), págs. 1-56.
- (1957), «Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of the marine fisheries», *J. Fish. Res. B. Can.*, 14 (5), págs. 669-681.
- SCHNUTE, J. (1977), «Improved estimates from the Schaefer production model: Theoretical considerations», *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 34 (5), págs. 583-603.
- SPENCE, M. (1974), «Blue Whales and applied control theory», en ZADEH, C. L. et al. (ed.), *System approaches for solving mathematical problems*, Gottingen y Zurich, Vandenhoeck & Ruprecht.

SPENCE, M., y STARRET, D. (1975), «Most rapid approach paths in accumulation problems», *International Economic Review*, 16, páginas 388-403.

TANNER, M. A., y WONG, W. H. (1987), «The calculation of posterior distributions by data augmentation», *JASA*, 82, págs. 82-86.

TOWNSEND, R. E. (1992), «A fractional licensing program for fisheries», *Land Economics*, 68 (2), págs. 185-190.

VISGLIO, G. R. (1978), «The relation between firm and fishery in common property fisheries: comment», *Land Economics*, 54 (1), páginas 100-103.

WALTERS, C. G. (1976), «Non-equilibrium regulation of fisheries», *ICNAF Selected Papers*, 1, págs. 129-140.

WILEN, J. (1979), «Fisherman behavior and the design of efficient fisheries programs», *J. Fish. Res. Board Can.*, 36, págs. 855-858.

Resumen

El trabajo presentado trata básicamente de determinar las políticas óptimas para la gestión de dos recursos pesqueros de desigual importancia explotados por embarcaciones de cerco litoral de la región Suratlántica: el boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y la caballa (*Scomber spp.*). En ambos casos, se ha evaluado la situación del recurso, estimando biomásas y parámetros biológicos fundamentales, utilizando para ello técnicas estadísticas incluidas en la familia de algoritmos que combinan simulaciones de Montecarlo y cadenas de Markov, y que suelen denominarse bajo la rúbrica de muestreo de Gibbs. Bajo la consideración del *stock* de peces como variable no observable, se han estimado diversos modelos *stock*-reclutamiento (estado-medida) que han permitido la evaluación del recurso. Incorporando estos resultados al oportuno modelo bioeconómico, se plantea el problema de controlar óptimamente la pesquería bajo el objetivo de maximización de la corriente de beneficios presentes y futuros generada por la misma.

Palabras clave: modelo bioeconómico, muestreo de Gibbs, control óptimo, políticas de gestión de pesquerías.

Abstract

This paper, basically tries to determine the optimum policies for the management of two fisheries resources of unequal importance, exploited by intercoastal vessels of the South Atlantic Region: the anchovy (*Engraulis encrasicolus*), and the mackerel (*Scomber spp.*). In both cases, the state of the resource has been valued, estimating for it, fishing volume and other fundamental biological factors, utilizing statistical techniques within the family of algorithms that combine simulations of Montecarlo and chains of Markov, and that are usually designed under the heading of sampling of Gibbs. Under the consideration of fishing stocks as a non observable variable, many different stock-recruitment (state-measure) models have been estimated, allowing the valuation of the resources. Incorporating these results into the correct bio-economic model, the problem which arises, is that of controlling in an optimum way the fishery under the objective of maximising the flow of present and future benefits generated by it.

Key words: bio-economic model, sampling of Gibbs, optimum control, fisheries management policies.

JEL classification: Q22.