



## Gestión de una pesquería mediante impuestos: la pesquería de merluza europea \*

M.<sup>a</sup> DOLORES GARZA GIL

MANUEL M. VARELA LAFUENTE

JUAN C. SURÍS REGUEIRO

*Departamento de Economía Aplicada. Universidad de Vigo*

*Recibido:* Febrero, 2005

*Aceptado:* Marzo, 2006

### Resumen

En este trabajo se examina el problema de gestión óptima mediante impuestos en una pesquería en la cual la tecnología de las flotas implicadas genera efectos distintos sobre el recurso marino. Ese efecto se recoge no sólo en la función de producción de cada flota, sino también a través de la propia función de crecimiento natural del recurso marino. Los resultados muestran que el nivel óptimo del impuesto depende del precio sombra, de la productividad marginal del esfuerzo y del efecto de la tecnología sobre el crecimiento natural del recurso. La flota con mayor impacto negativo sobre el recurso pagará un mayor nivel de impuesto, y éste disminuirá a medida que mejore su grado de selectividad pesquera. Finalmente, planteamos algunas recomendaciones de política económica.

*Palabras clave:* Impuestos, selectividad intraespecies, merluza europea.

*Clasificación JEL:* H23, Q22, Q28.

### Introducción

Los mecanismos de regulación de pesquerías más tradicionales se han centrado en reducir directamente la sobreexplotación de los recursos marinos. Son aquellos que limitan la cantidad de recurso a extraer (Total Admisible de Capturas, TAC), imponen límites espaciales y temporales para faenar, o restringen el número de buques o de algún otro input pesquero. Estas medidas, que en la mayoría de las pesquerías se han aplicado de forma combinada, si bien atenúan la presión sobre el recurso (cuando el control es efectivo), no consiguen eliminar los efectos externos derivados del carácter compartido de los stocks de peces. Por el contrario, los pescadores continúan rivalizando entre ellos por la apropiación del recurso, incluso más intensamente, dado que ahora compiten por cantidades o en períodos más limitados. Por tanto, la tendencia ha sido aumentar el equipo y el esfuerzo pesqueros <sup>1</sup> por unidad de tiempo en las pesquerías <sup>2</sup>.

---

\* El trabajo ha sido posible gracias a la ayuda financiera de la Xunta de Galicia (PGIDIT 04CS0300913PR) y del Ministerio de Educación y Ciencia y FEDER (SEJ2004-05711).

Una posible vía para eliminar tales *externalidades* es establecer un instrumento de regulación basado en impuestos, ya sea sobre las capturas obtenidas o sobre el esfuerzo pesquero ejercido. En la literatura económica los impuestos se han introducido generalmente para gestionar pesquerías en las que los agentes utilizan similar tecnología pesquera, es decir, cuando el recurso marino se captura mediante un único arte de pesca. Clark (1980, 1990) modeliza la gestión de una pesquería en la que opera un grupo homogéneo de pescadores en condiciones de libre acceso, planteando distintos mecanismos de regulación. Arnason (1989), en un contexto de propiedad común, analiza la gestión de una pesquería vía impuestos o cuotas individuales cuando existen pescadores que utilizan similar tecnología. Surís (1993) desarrolla un modelo empírico de regulación de una pesquería en la cual la especie objetivo se captura con una sola modalidad de pesca. Weitzman (2002) compara impuestos y cuotas cuando existe incertidumbre en el stock. Jensen and Vestergaard (2002) plantean un mecanismo de impuestos/subvenciones para analizar el problema de desembarcos ilegales y descartes en un contexto de información asimétrica.

Por otro lado, en el análisis de aquellas pesquerías en las que intervienen flotas diferentes (en el sentido de que cada flota utiliza un arte o aparejo de pesca distinto, como el caso de la pesquería objeto de estudio) es habitual asumir que la actividad de las mismas influye en el crecimiento neto del recurso marino a través de las capturas, mientras que la función de crecimiento natural depende de la biomasa y de condiciones medioambientales (generalmente estables y constantes)<sup>3</sup>. Sin embargo, algunos aparejos de pesca pueden alterar la composición de las poblaciones de peces o modificar la tasa de reclutamiento (Leonart *et al.*, 1996) y, por tanto, es conveniente incluir en el análisis el grado de selectividad de los mismos. La selectividad pesquera puede generar dos problemas diferentes: *bycatch* (capturas accidentales que no constituyen el objetivo de las flotas implicadas; se trata de la selectividad entre especies), y capturas de ejemplares de edad 0 o de pequeño tamaño de la especie objetivo (selectividad intraespecies). El primero ha sido ampliamente tratado en la literatura económica de pesquerías (entre otros Boyce, 1996; Prellezo & Gallastegui, 2003; Turner, 1997; Ward, 1994). En cambio, hasta donde nosotros conocemos, el problema de selectividad intraespecies ha sido estudiado por Espasa y Prellezo (2003), quienes analizan las condiciones de equilibrio estacionario de una pesquería en la que la tecnología pesquera influye en la función de crecimiento natural (asumiendo ésta como de tipo cuadrática). Dado que una de las flotas que opera en la pesquería objeto de estudio (merluza europea) captura mayoritariamente ejemplares de talla inferior a la correspondiente a la de madurez sexual, nosotros nos centraremos en este segundo tipo de selectividad. A diferencia de Espasa y Prellezo, asumimos una función de crecimiento natural de tipo Cushing (dado que es la que mejor recoge el comportamiento de la especie estudiada) e introducimos en el análisis la gestión de la pesquería mediante impuestos sobre el esfuerzo<sup>4</sup>.

Asimismo, y dado que el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) recomienda que una de las flotas que opera en esta pesquería (el arrastre) mejore su grado de selectividad dirigiéndose a ejemplares de mayor tamaño, plantearemos diferentes escenarios y analizaremos cómo ello afectaría a los niveles de equilibrio de la biomasa y del impuesto aplicado a cada flota. Los resultados obtenidos muestran que el nivel óptimo del impuesto va

a depender no solamente del valor social del recurso y de la productividad marginal del esfuerzo de cada flota, sino también del efecto que genere la actividad pesquera de cada una sobre el crecimiento del recurso marino. Asimismo, y a medida que la flota menos conservacionista con el recurso marino (arrastre) mejora el grado de selectividad de su aparejo, el nivel de esfuerzo de equilibrio para esta flota se incrementa y disminuye el impuesto óptimo, en detrimento de los valores estacionarios correspondientes a la otra flota. Por otro lado, los resultados también muestran que la intervención de la Unión Europea (UE) en la pesquería ha sido insuficiente tanto para mejorar la situación del recurso como la eficiencia económica de las distintas flotas que faenan en la misma. El stock se encuentra por debajo del nivel de equilibrio obtenido en los diferentes escenarios contemplados, mientras que los niveles de esfuerzo pesquero son notablemente superiores a los niveles de equilibrio obtenidos en nuestro análisis.

El artículo se organiza como sigue. En la sección 2 se describe la pesquería. En la sección 3 se presenta el modelo, mientras que los resultados se muestran en la sección 4. Por último, las conclusiones más significativas se plantean en la sección 5.

## 2. Descripción de la pesquería

La pesquería objeto de estudio es el stock sur de merluza europea. La especie se captura con dos artes de pesca: el arrastre y el artesanal, básicamente palangre. Estas modalidades de pesca inciden de forma diferente sobre la población de merluza. El arrastre, si bien captura ejemplares de todos los segmentos de edad, actúa muy intensamente sobre individuos jóvenes (de talla inferior a 30 cm) impidiéndoles llegar a la edad adulta. El artesanal, en cambio, incide mayoritariamente sobre ejemplares maduros de talla comprendida entre 30 y 80 cm, generando así un menor efecto sobre la población de merluza <sup>5</sup>.

En el cuadro 1 figura la composición de las capturas de ambas flotas por talla para el año 2001. Se puede observar que el peso de ejemplares adultos en las capturas del arrastre es inferior al 40 por 100, mientras que en el caso del artesanal el porcentaje se eleva al 90 por 100. Por tanto, la tecnología de arrastre, en sus características técnicas actuales, está impidiendo que un número significativo de individuos no alcance la edad adulta de madurez sexual y, en consecuencia, altera la composición de la población de peces y limita su capacidad de reproducción y crecimiento. Ello quiere decir que en esta pesquería no sólo es importante recoger el efecto de las capturas globales sobre la dinámica del recurso (como es habitual en los modelos bioeconómicos), sino también el efecto diferente que ambas tecnologías están ejerciendo sobre el recurso marino al incidir de forma distinta sobre el mismo. En particular, es necesario incorporar el efecto negativo que genera la actual falta de selectividad del arrastre. El palangre, en cambio, por sus propias características, es un arte relativamente más selectiva, especialmente en una pesquería como la que estamos analizando en la cual los individuos de merluza se distribuyen en distintas profundidades en función de la edad y talla (a mayor profundidad de agua mayor edad y talla de los individuos).

**Cuadro 1**  
**Número de individuos (en miles) por talla (cm)**  
**capturados por las flotas de arrastre y artesanal, 2001**

Grupos de talla	Arrastre	Artesanal
5-15	1.521	0
16-30	5.416	1.101
31-45	4.133	4.547
46-60	402	3.404
61-75	24	834
+76	0	28
Total individuos	11.496	9.914

Fuente: Working Group on the Assessment of Southern Demersal Stocks.

Por otro lado, la Unión Europea, dentro del marco de la Política Pesquera Común, regula la pesquería mediante Totales Admisibles de Capturas (TAC) determinados a partir de criterios biológicos, tamaños mínimos de capturas desde 1987, y lista cerrada de buques de cada flota. Asimismo y ante la mala situación biológica que presenta el stock (ver cuadro 2), la Comisión Europea (CE) ha elaborado un plan de recuperación que pretendía volver a situar

**Cuadro 2**  
**Merluza iberoatlántica: stock, capturas y esfuerzo. Período 1982-2001**  
**(Datos en miles)**

Año	X (Tm)	h <sub>1</sub> (Tm)	h <sub>2</sub> (Tm)	e <sub>1</sub> (Días de pesca)	e <sub>2</sub> (Días de pesca)
1982	54,4	6,9	10,7	64,4	71,3
1983	51,7	8,8	14,2	56,6	72,4
1984	43,4	7,7	14,4	35,6	43,7
1985	31,7	8,2	10,8	42,7	43,1
1986	27,6	7,6	9,6	35,2	64,6
1987	26,7	5,8	10,4	29,4	76,4
1988	25,6	6,4	9,9	40,0	73,0
1989	23,6	6,6	7,1	46,4	99,5
1990	22,7	6,4	6,7	35,9	82,2
1991	22,8	6,0	6,7	34,4	50,3
1992	22,9	6,1	7,7	34,9	46,2
1993	20,8	4,1	7,4	27,7	71,4
1994	17,6	3,8	6,0	26,9	88,3
1995	15,3	6,7	5,5	31,9	105,4
1996	14,0	5,5	4,4	25,0	71,1
1997	12,1	4,9	3,7	25,9	36,0
1998	11,8	4,3	3,4	22,7	33,1
1999	12,6	4,4	3,3	21,6	32,1
2000	14,4	4,0	3,3	19,4	21,6
2001	14,9	5,4	2,2	19,5	21,4

Fuente: Elaboración propia a partir de ICES y entrevistas personales.

Los subíndices 1 y 2 representan, respectivamente, las flotas de arrastre y artesanal.

esta especie dentro de los límites biológicos de seguridad en un plazo de cinco a diez años (CE, 2003). Para ello, la CE proponía, además de continuar con el establecimiento de TAC descendentes, reducir el esfuerzo total ejercido en la pesquería. En la exposición de motivos del plan de recuperación también se recoge la «mejora en la selectividad de alguna modalidad de pesca», pero ello no se desarrolla después a lo largo del documento.

Con estas premisas, los datos relevantes de la pesquería se muestran en el cuadro 2. Respecto a la población de merluza ( $X$ ), hemos obtenido del ICES datos sobre la biomasa de reproductores en el período 1982-2001 y se puede observar cómo el stock se ha deteriorado de tal forma que en el último año representa aproximadamente el 25 por 100 del existente en 1982, situándose fuera de los límites biológicos de seguridad a pesar del repunte experimentado en los tres últimos años (ICES, 2002). Esta evolución de la biomasa de merluza indica que el recurso se está explotando de forma excesiva. Respecto a las capturas ( $h$ ), podemos observar que esta variable ha experimentado una tendencia decreciente en dicho período y en consonancia con el empeoramiento de la biomasa de peces. Por flotas, los desembarcos del artesanal han disminuido en mayor medida (en torno al 4 por 100), debido a que esta flota presenta una alta sensibilidad a la biomasa de merluza, como veremos más adelante. El esfuerzo pesquero ( $e$ ) trata de recoger la intensidad de la actividad pesquera. En la literatura económica de pesquerías se utiliza el número de días de pesca (o alternativamente el número de buques) como variable de esfuerzo pesquero <sup>6</sup>. Como se puede observar en el cuadro 2, el esfuerzo total <sup>7</sup> ha disminuido en torno al 4 por 100, y desciende en mayor proporción que las capturas totales (3 por 100).

En relación al precio por unidad de output de cada flota, disponemos de datos medios anuales (en unidades constantes) que oscilan en torno a los 4.565 y 7.482 euros por tonelada de merluza desembarcada por las flotas de arrastre y artesanal, respectivamente. Los costes por unidad de esfuerzo (en unidades constantes) se estimaron en 373 y 419 euros por día de pesca del arrastre y artesanal, respectivamente <sup>8</sup>. Finalmente, como tasa social de descuento utilizaremos la media del rendimiento de los bonos del tesoro a largo plazo (descontada la tasa de inflación) para el período 1982-2001, que se sitúa en valores próximos al 5 por 100 anual.

### 3. El modelo

Para modelar el efecto de la actividad pesquera de cada flota sobre la población de peces, definimos un parámetro  $\gamma_i$  ( $0 \leq \gamma_i < 1$ ,  $i = 1, 2$ ) que recoge el nivel de selectividad pesquera de cada tecnología de la siguiente manera:

$$\gamma_i = \frac{N_{Ji}}{N_i} \quad \text{con } 0 \leq \gamma_i < 1; \quad i = 1, 2 \quad [1]$$

en donde  $N_{Ji}$  representa el número de individuos juveniles (ejemplares que todavía no han alcanzado la talla de madurez sexual) capturados por la flota  $i$ ; y  $N_i$  el número total de individuos capturados por dicha flota.

Si la tecnología de la flota  $i$  no afecta a la función de crecimiento natural (flota muy selectiva en cuanto al tamaño de los ejemplares capturados y, por tanto, *conservacionista* con el recurso marino)  $\gamma_i$  toma valor nulo. Por el contrario, si esa tecnología afecta negativamente a la función de crecimiento natural (flota poco selectiva y menos *conservacionista*) al capturar un número relativamente alto de juveniles que no llegarán a reproducirse y, por tanto, no contribuirán al crecimiento de la biomasa, el valor del parámetro tenderá a la unidad.

Por otro lado, asumimos que el efecto de la tecnología pesquera sobre el crecimiento del recurso también depende de las capturas realizadas por dicha tecnología <sup>9</sup>. Para recoger ambos efectos definimos una variable  $\theta$  de la siguiente forma:

$$\theta_i = 1 - \sum_i \gamma_i \frac{h_i(X_t, e_{it})}{h(X_t, e_t)} \quad \text{con } 0 < \theta \leq 1; \quad i = 1, 2 \quad [2]$$

en donde  $h_i$  denota las capturas de la flota  $i$ ,  $h$  las capturas totales en la pesquería,  $e_i$  es el esfuerzo ejercido por la flota  $i$  y  $X$  el stock de peces.

La función de crecimiento natural del recurso marino estará modificada por  $\theta$  y viene dada por:

$$G(X_t, \theta_t) = \theta_t F(X_t) \quad [3]$$

donde  $F(\cdot)$  es la función de crecimiento natural del recurso sin incluir los efectos que sobre el mismo genera la actuación de las distintas tecnologías. Nótese que, para cualquier valor de  $X$ ,  $G(\cdot) \leq F(\cdot)$ .

Bajo estos supuestos y en un contexto de propiedad común o libre acceso con un número limitado de usuarios (situación aplicable de facto a la mayoría de las pesquerías en aguas de la UE), los agentes decisores son los pescadores, quienes maximizan sus beneficios actualizados ignorando el efecto de su actividad sobre el futuro tamaño del stock, es decir, sin tener en cuenta el valor social del recurso natural. En este caso, los niveles de equilibrio para el esfuerzo ejercido por cada flota son superiores a los obtenidos en una situación de único dueño, y, por el contrario, el nivel de stock es inferior al valor óptimo <sup>10</sup>. Por ello, es necesario introducir algún mecanismo de regulación que permita corregir esa situación y alcanzar los niveles de equilibrio de único dueño considerados como socialmente óptimos.

Si el regulador establece un impuesto sobre el esfuerzo ( $\tau_i$ ), ambas flotas asumirán un incremento en el coste unitario del esfuerzo y se enfrentarán al siguiente problema:

$$\text{Max}_{e_i} \int_0^{\infty} \{p_i h_i[e_i(t), X(t)] - (w_i + \tau_i) e_i(t)\} e^{-\delta t} dt \quad i = 1, 2$$

en donde  $p$  y  $w$  denotan, respectivamente, el precio unitario de las capturas y el coste unitario del esfuerzo ejercido por cada una de las flotas; y  $\delta$  representa la tasa social de descuento.

De una de las condiciones de primer orden se obtiene la expresión

$$p_i \frac{\partial h_i(\cdot)}{\partial e_i} = w_i + \tau_i \quad i = 1, 2 \quad [4]$$

y si se compara esta expresión con la correspondiente en una situación de único dueño (expresión [15] del anexo), se puede obtener el valor óptimo del impuesto ( $i = 1, 2$ ):

$$\tau_i = \mu \left[ \frac{\partial h_i(\cdot)}{\partial e_i} - \frac{\partial G(\cdot)}{\partial e_i} \right] = \mu \frac{\partial h_i(\cdot)}{\partial e_i} \left[ 1 - \frac{(\gamma_j - \gamma_i) h_j(\cdot) F(X)}{(h_i + h_j)^2} \right] \quad [5]$$

La expresión [5] indica que el nivel de impuesto depende no sólo del valor social del recurso marino ( $\mu$ ) y de la productividad marginal del esfuerzo ( $\partial h_i / \partial e_i$ ) sino también del efecto sobre el crecimiento natural del recurso [ $\partial G(\cdot) / \partial e_i$ ]. Por un lado, cuanto menor (mayor) sea la productividad marginal de la flota  $i$ , menor (mayor) nivel de impuesto tendría que pagar por faenar en la pesquería. Por otro y para  $\gamma_i \neq \gamma_j$ , si  $i$  es muy (poco) selectiva y con  $\gamma_i < \gamma_j$  ( $\gamma_i > \gamma_j$ ), entonces  $\gamma_i \rightarrow 0$  ( $\gamma_i \rightarrow 1$ ) y el efecto de la actividad de  $i$  sobre la función de crecimiento natural será menor (mayor) permitiendo un mayor (menor) crecimiento de la población de peces, es decir  $(\gamma_j - \gamma_i) > 0$  [ $(\gamma_j - \gamma_i) < 0$ ] y  $\partial G(\cdot) / \partial e_i > 0$  [ $\partial G(\cdot) / \partial e_i < 0$ ]. En consecuencia, dado que  $\partial h_i(\cdot) > 0$ , el nivel de impuesto para esta flota será menor (mayor) que el correspondiente a la otra flota.

#### 4. Las estimaciones

En relación al crecimiento natural del stock de merluza europea (stock sur), la función de Cushing es la que ha presentado mejores resultados econométricos <sup>11</sup>:

$$F(X) = aX^b \quad [6]$$

En donde  $a$  y  $b$  son los parámetros biológicos de la población de merluza. Los resultados de las estimaciones econométricas se muestran en el cuadro 3.

Por tanto, la función de crecimiento será:

$$F(X) = 8,9263X^{0,82310} \quad [7]$$

y la función modificada vendrá dada por la siguiente expresión:

$$G(X, \theta) = \theta F(X) = \tilde{a} X^{0,82310} = 8,9263 \theta X^{0,82310} \quad \text{con } \tilde{a} < a \quad [8],$$

en donde  $\tilde{a} = \theta a$  es el parámetro biológico modificado por el efecto de la actividad de las distintas flotas.

**Cuadro 3**  
**Función de crecimiento natural del *stock* sur de merluza.**  
**Estimaciones econométricas**

	Valor	<i>t-ratio</i>
Ln a	2,1890*	7,519
b	0,82310*	28,340
R <sup>2</sup>	0,9780	
F-estadístico	802,931	
Test de Harvey	0,016	
Q(1)	1,61	

\* Indica un nivel de significatividad con un 95 por 100 de probabilidad.  
 Harvey es el test de heterocedasticidad utilizado cuando la constante es significativa; Q (Box-Pierce) es el utilizado en el test de autocorrelación.

Por otro lado, la tecnología pesquera frecuentemente utilizada en modelos de pesquerías es del tipo Cobb-Douglas. En la pesquería de merluza, la forma funcional que generó mejores resultados econométricos, después de tomar logaritmos neperianos, es <sup>12</sup>:

$$\ln h_{it} = \ln A + \alpha_i \ln e_{it} + \beta_i \ln X_t \quad i = 1, 2 \quad [9]$$

Los resultados de las estimaciones de la expresión [9] para las flotas de arrastre y palangre se muestran en los cuadros 4 y 5, respectivamente.

Entonces, la tecnología pesquera de cada flota vendrá recogida, respectivamente, por las siguientes expresiones <sup>13</sup>:

$$h_{1t} = 20,82804 e_{1t}^{0,37744} X_t^{0,17164} \quad [10]$$

$$h_{2t} = e_{2t}^{0,12609} X_t^{0,74163} \quad [11]$$

Las características de la tecnología pesquera utilizada por cada flota y la *forma* de capturar el recurso marino se reflejan en las respectivas funciones de producción a través de las elasticidades. En particular, la flota de arrastre presenta una mayor sensibilidad al esfuerzo pesquero ( $\alpha_1 = 0,37744$ ) realizado por dicha flota respecto a la abundancia de biomasa ( $\beta_1 = 0,17164$ ). En cambio, la flota artesanal es extremadamente sensible a la abundancia o no de biomasa ( $\beta_2 = 0,74163$ ). Estos resultados ponen de manifiesto, una vez más, las diferencias tecnológicas de ambas flotas y su relación con la población de peces. En concreto, el artesanal (básicamente utilización de anzuelos con una longitud de línea determinada) es más selectivo respecto a la composición de sus capturas y, por ello, más sensible a variaciones en la biomasa de peces y menos al número de días utilizado en la obtención de sus capturas. Ello puede explicar por qué el descenso experimentado en la biomasa de merluza en los últimos años del período estudiado se ha traducido en una mayor reducción de las capturas de esta flota frente al descenso en las capturas del arrastre. En cambio,



**Cuadro 4**  
**Tecnología pesquera de la flota de arrastre.**  
**Resultados econométricos**

	Valor	<i>t-ratio</i>
Ln A	3,0363*	2,463
$\alpha_1$	0,37744*	1,692
$\beta_1$	0,17164*	1,077
$R^2$	0,5818	
F-estadístico	14,214	
Test Harvey	1,116	
Q(1)	0,76	

\* Indica un nivel de significatividad con un 95 por 100 de probabilidad.  
 Harvey es el test de heterocedasticidad utilizado cuando la constante es significativa; Q (Box-Pierce) es el estadístico utilizado en el test de autocorrelación.

**Cuadro 5**  
**Tecnología pesquera de la flota artesanal.**  
**Resultados econométricos**

	Valor	<i>t-ratio</i>
$\alpha_2$	0,12609**	1,238
$\beta_2$	0,74163*	6,673
$R^2$	0,7920	
LM-estadístico	8,3678	
Q(1)	6,28	

\* y \*\* indican un nivel de significatividad con un 95 por 100 y 90 por 100 de probabilidad, respectivamente.

LM (multiplicador de Lagrange) es el estadístico del test de heterocedasticidad Jarque-Bera utilizado cuando la constante no es significativa y Q (Box-Pierce) es el estadístico utilizado en el test de autocorrelación.

la tecnología utilizada por esta última es, por sus propias características (red que recoge lo que encuentra a su paso en el medio marino), más sensible en términos relativos al número de días y no tanto a la biomasa de peces.

Por otro lado, sustituyendo la información del cuadro 1 en la expresión [1] es posible estimar el valor del parámetro de selectividad de cada flota. En el caso de la población de merluza, la edad de madurez sexual no se alcanza hasta la talla de 35 cm; por tanto, el grupo de juveniles estará compuesto por aquellos ejemplares que no alcancen dicha talla. En base a ello, el valor del parámetro de selectividad correspondiente al arrastre y artesanal es, respectivamente, el siguiente:

$$\gamma_1 = 0,6034273 \quad [12]$$

$$\gamma_2 = 0,1110551 \quad [13]$$

[12] y [13] indican que la flota de arrastre es menos conservacionista, en términos relativos, que la flota artesanal en el sentido de que los juveniles tienen mayor peso relativo en la composición de sus capturas.

Sustituyendo los valores de los parámetros en el sistema de ecuaciones [15]-[17] del anexo, se obtienen las soluciones estacionarias para los niveles de stock, su precio sombra y esfuerzo ejercido por cada flota. Por otro lado, en la medida en que la flota de arrastre podría mejorar su nivel de selectividad, tal y como propone ICES en las recomendaciones de gestión para esta pesquería (aumentando, por ejemplo, el tamaño de malla y/o del copo de las redes de pesca)<sup>14</sup> y disminuir así los efectos negativos de su actividad sobre la biomasa de merluza, sería interesante plantear diferentes valores de  $\gamma_1$ . En el cuadro 6 se muestran los resultados obtenidos para distintos valores de  $\gamma_1$ .

**Cuadro 6**  
**Soluciones estacionarias para diferentes valores de  $\gamma_1$  y  $\gamma_2 = 0,1$**

$\gamma_1$	X (Tm)	$\tilde{a}$	$e_1$ (días)	$e_2$ (días)	$h_1$ (Tm)	$h_2$ (Tm)	$\mu$ (euros/Tm)
0,6	41.769	6,6185	6.799	13.865	3.804	8.896	3.282
0,4	42.498	7,1576	6.985	12.971	3.855	8.936	3.495
0,2	43.011	7,6894	7.746	12.439	4.017	8.968	3.504

1: arrastre; 2: artesanal.

Con  $p_i = 4,57$  mil euros/Tm;  $p_j = 7,48$  mil euros/Tm;  $w_i = 0,37$  mil euros/ día;  $w_j = 0,42$  mil euros/día;  $\delta = 0,05$ .

Como se puede observar, a medida que la selectividad del arrastre mejora ( $\gamma_1 \rightarrow 0$ ), aumenta el valor del parámetro biológico modificado y se incrementa el nivel óptimo de la biomasa de merluza y su precio sombra. Asimismo, el nivel de esfuerzo de la flota de arrastre aumenta incrementando sus capturas, mientras que el esfuerzo de la flota artesanal disminuye (al igual que el esfuerzo global en la pesquería) al mejorar la selectividad de la flota menos conservacionista y al reducir, con ello, el efecto negativo de la actividad de esta última sobre el crecimiento natural del recurso.

En el cuadro 7 se muestran los valores estimados de los impuestos de equilibrio para ambas flotas. Podemos observar que el nivel de impuesto sobre el arrastre (en euros por día de pesca) es mayor que el aplicado a la flota artesanal en los tres escenarios contemplados, debido, fundamentalmente, a que presenta mayor productividad marginal en el esfuerzo y al mayor efecto negativo sobre la biomasa de merluza; en consecuencia, deberá pagar más por ejercer esfuerzo en la pesquería.

Asimismo, a medida que la selectividad del arrastre mejora ( $\gamma_1 \rightarrow 0$ ) y, por tanto, el efecto negativo de la actividad de esta flota sobre la población de merluza disminuye, el impuesto por unidad de esfuerzo aplicado a esta flota también desciende, mientras que para la flota artesanal se incrementa y disminuye su nivel de esfuerzo.

**Cuadro 7**  
**Niveles de equilibrio de los impuestos para diferentes valores de  $\gamma_1$  y  $\gamma_2 = 0,1$**

$\gamma_1$	$\tau_1$ (euros/día)	$\tau_2$ (euros/día)
0,6	1.761,6	90,5
0,4	1.389,6	184,6
0,2	874,6	279,3

1: arrastre; 2: artesanal.

## 5. Consideraciones finales

En este trabajo se ha ilustrado la forma en la que los impuestos sobre el esfuerzo ejercido en esta pesquería multiaparejo permiten alcanzar una solución socialmente óptima para este recurso marino, introduciendo en el análisis una variable que recoge los efectos de la actividad pesquera en la población de merluza. Se han estimado las soluciones estacionarias eficientes para los niveles de stock de merluza, su valor social, y esfuerzo ejercido por las dos flotas implicadas en la pesquería (arrastre y artesanal) planteando distintos escenarios sobre el parámetro de selectividad de la flota que actúa más intensamente sobre ejemplares jóvenes. A medida que mejora la selectividad del arrastre, se incrementa el nivel óptimo del recurso natural y su precio sombra; mientras que el nivel de esfuerzo global disminuye, aumentando el del arrastre y disminuyendo el de la flota artesanal.

Asimismo, en el trabajo se incorpora un mecanismo de intervención basado en impuestos sobre el esfuerzo ejercido por cada flota. El nivel de equilibrio del impuesto está relacionado directamente con el valor social del recurso pesquero, con la productividad marginal del esfuerzo ejercido y con el efecto que genere la actividad pesquera sobre el crecimiento natural del recurso. En concreto, el nivel de impuesto sobre el esfuerzo del arrastre es mayor que el aplicado a la flota artesanal, debido a su mayor productividad y al mayor efecto negativo sobre la población de merluza. Por tanto, pagará más por ejercer esfuerzo en la pesquería. Por el contrario, el nivel de equilibrio obtenido para el impuesto sobre el esfuerzo de la flota artesanal es menor al presentar una menor productividad y por ser una flota muy selectiva. No obstante, a medida que la flota de arrastre mejora su selectividad, el nivel de esfuerzo estacionario de esta flota se incrementa y disminuye el impuesto óptimo, en detrimento de los valores estacionarios correspondientes a la flota artesanal.

## Anexo

Seguindo a Espasa y Prellezo (2003), en un contexto de único dueño o gestor centralizado del recurso (como puede ser el caso de la UE), el problema de optimización que este debe resolver consiste en seleccionar aquellos niveles de esfuerzo que maximicen la corriente de beneficios que se generan en la pesquería descontada al momento inicial, y teniendo en cuenta la dinámica de la población de peces, es decir,

$$\begin{aligned} \text{Max}_{e_i} \int_0^{\infty} \{p_i h_i[e_i(t), X(t)] - w_i e_i(t)\} e^{-\delta t} dt \quad & i=1,2 \\ \text{s.a. } \dot{X} = \frac{\partial X}{\partial t} G(X, \theta) - \sum_i h_i[e_i(t), X(t)] \\ 0 \leq e_i(t) \leq e_{i\max} \\ 0 < x(t) \end{aligned}$$

$\dot{X}$  recoge la dinámica de la población de peces, es decir, el crecimiento neto del recurso marino.

El Hamiltoniano correspondiente viene dado por la siguiente expresión:

$$H(e_i, X, t; \mu) = \sum_i [p_i h_i(\cdot) - w_i e_i] + \mu [G(X, \theta) - \sum_i h_i(\cdot)] \quad [14]$$

en donde  $\mu$  representa el precio sombra o valor social del recurso natural. Aplicando el principio del máximo de Pontryagin, el equilibrio asociado al problema se determina a partir de las siguientes ecuaciones ( $i=1,2$ ):

$$(p_i - w_i) \frac{\partial h_i(\cdot)}{\partial e_i} + \mu \frac{\partial G(\cdot)}{\partial e_i} = 0 \quad [15]$$

$$-\dot{\mu} = - \sum_i (p_i - w_i) \frac{\partial h_i(\cdot)}{\partial X} + \mu \frac{\partial G(\cdot)}{\partial X} \quad [16]$$

$$\dot{X} = G(X) - \sum_i h_i(\cdot) \quad [17]$$

La expresión [15] recoge la conocida condición de eficiencia económica: en la trayectoria óptima el ingreso marginal (neto del coste de utilización del recurso pesquero) debe ser igual al coste marginal del esfuerzo ejercido por cada flota. Esta expresión, además, indica que es necesario incluir el efecto de la actividad pesquera de cada flota sobre la función modificada de crecimiento natural de la población de merluza. Este efecto lo recoge  $\partial G(\cdot) / \partial e_i$  y viene dado por la siguiente expresión:

$$\frac{\partial G(\cdot)}{\partial e_i} = \frac{\partial \theta}{\partial e_i} F(X) = \frac{h_j(\cdot) \frac{\partial h_i(\cdot)}{\partial e_i}}{h_i(\cdot) + h_j(\cdot)} (\gamma_j - \gamma_i) F(X) \quad \text{con } \gamma_i \neq \gamma_j \quad [18]$$

si la flota  $i$  es más (menos) selectiva que  $j$ ,  $\gamma_i < \gamma_j$  ( $\gamma_i > \gamma_j$ ), y dado que  $\partial h_i(.) > 0$ , entonces  $\partial G(.) > 0$  ( $< 0$ ), es decir el efecto de la actividad de  $i$  sobre el crecimiento natural será positivo (negativo).

La expresión [16] indica, como ya es conocido en la literatura bioeconómica, que la tasa a la cual gana valor el recurso menos el coste social de no explotarlo debe compensarse con la productividad total del mismo, entendiendo dicha productividad no solo por su contribución a la obtención de beneficios sino también por su propia contribución en la función de crecimiento neto de la población de peces. Finalmente, la condición [17] es la ecuación estado para este problema y recoge la dinámica del recurso pesquero.

## Notas

1. El esfuerzo pesquero ejercido sobre una especie marina se define generalmente a partir de los días de pesca que las flotas implicadas emplean en la pesquería. Una vía alternativa, aunque menos utilizada en la literatura económica de pesquerías, es el número de buques que operan en dicha pesquería.
2. Para mayor detalle sobre estos efectos se puede consultar Arnason (1994) y Townsend (1990).
3. Armstrong & Clark (1997), Garza-Gil (1998), Costa-Duarte *et al.* (2000), Bjorndal & Lindroos (2003), entre otros.
4. Por otro lado, un impuesto sobre capturas no es aconsejable en aquellas pesquerías en las que no se conoce de forma exhaustiva la cantidad de especie descartada o devuelta al mar. Éste es el caso de las pesquerías de la UE, en las que los descartes son obligatorios y, hasta la fecha, no existe un registro fehaciente de tales cantidades.
5. La talla de madurez sexual se sitúa en 35-39 cm para los machos y 50-55 cm para las hembras. El tamaño mínimo legal de captura es de 27 cm. Más información biológica sobre el stock de merluza se puede encontrar en Trujillo *et al.* (1991). Por otro lado, podría ser interesante introducir en el análisis distintos grupos de edad para esta especie. Esto requeriría utilizar una función de crecimiento del tipo Beverton-Holt. Sin embargo, no hemos podido conseguir suficiente información biológica sobre el tamaño y peso de los individuos de cada cohorte.
6. En el plan de recuperación de la CE, el esfuerzo se recoge a través de kilowatios-días de pesca, que es la medida tradicionalmente utilizada por los biólogos. Nosotros utilizaremos días de pesca como medida del esfuerzo porque no hemos podido obtener información sobre la potencia del motor para todos los buques muestreados. De todo modos, el plan de recuperación contempla la transformación de kilowatios-días de pesca en número equivalente de días de pesca dividiéndolos por la potencia instalada (en kw) y sumando 0,5 al resultado de ese cálculo (EC 2003, p.10).
7. Los datos de esfuerzo se han estimado a partir de entrevistas personales a pescadores de una muestra representativa de las capturas de cada flota: 25 por 100 de la flota de arrastre y 12 por 100 de la flota artesanal.
8. Los precios y costes medios corresponden al período 1995-2000 en unidades constantes del 2003 y se han estimado a partir de Economic Assessment of EU Fisheries (1998, 1999, 2000, 2001).
9. Espasa y Prellezo (2003).
10. Clark (1990), pp. 247-253.
11. Se contrastaron, además, las formas funcionales cuadrática (frecuentemente utilizada en la literatura económica de pesquerías) y logística:  $F(X) = aX - bX^2$  y  $F(X) = Ae^{\beta X}$ , respectivamente. El primer caso presentaba un elevado grado de multicolinealidad entre las variables explicativas; y, en el segundo, existía menor nivel de significatividad estadística en el valor de los parámetros que el obtenido en la expresión [6].

12. En economía pesquera, la constante de la función Cobb-Douglas se denomina *coeficiente de capturabilidad* ( $A = q > 0$ ) y recoge las capturas realizadas por cada flota por unidad de stock y esfuerzo pesquero.
13. En el caso de la flota artesanal el coeficiente de capturabilidad toma el valor unitario.
14. Tecnológicamente es posible y no supondría un coste adicional teniendo en cuenta que la reparación y cambio de redes es un coste habitual para el sector pesquero.

## Referencias

- Armstrong, C. y D. Clark (1997), "Just fishing? Equity and Efficiency in Fisheries Management Regimes", *Marine Resource Economics*, 12: 203-220.
- Arnason, R. (1989), "Minimum Information Management with Help of Catch Quotas", en P. Neher, R. Arnason y N. Mollet (eds.), *Right Based Fishing*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 215-240.
- Arnason, R. (1994), "Theoretical and practical fishery management", en E. A. Loayza (ed.), *Managing Fishery Resources*, Washington D.C: World Bank Discussion Papers, Fishery Series, 3-10.
- Bjorndal, T. y M. Lindroos (2003), "International Management of North Sea Herring", *12th Annual Conference of European Association of Environmental and Resources Economists*.
- Boyce, J. R. (1996), "An Economic Analysis of the Fisheries Bycatch Problem", *Journal of Environmental Economics and Management*, 31: 314-336.
- Clark, C. W. (1980), "Towards a Predictive Model for the Economic Regulation of Commercial Fisheries", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 1111-1129.
- Clark, C. W. (1990), *Mathematical Bioeconomics. The Optimal Management of Renewable Resources*, New York: Wiley-Interscience Publication, 2.<sup>a</sup> ed.
- Costa Duarte, C.; A. Brasao y P. Pintasilgo (2000), "Management of the Northern Atlantic Bluefin Tuna: An application of C-Games", *Marine Resources Economics*, 14: 21-36.
- Cullen, R. (2000), "Selection of Mechanisms to Achieve Internalisation of Fishing Externalities", *X Conference of International Institute of Fisheries Economics and Trade*, <http://osu.orst.edu/dept/IIFET/2000>.
- Economic Assessment of EU Fisheries (1998, 1999, 2000, 2001), *Economic Performance of Selected European Fishing Fleets*, Annual Reports.
- Espasa, M. y R. Prellezo (2003), "Fishing Technology and Optimal Distribution of Harvest Rates", *Environmental and Resource Economics*, 25: 377-394.
- European Commission (2003), *Proposal for recovery measures for southern hake*, Brussels COM 818.
- Garza-Gil, M. D. (1998), "ITQ Systems in Multifleet Fisheries. An Application for Iberoatlantic Hake", *Environmental and Resource Economics*, 15: 93-106.
- ICES (2002), *Hake-Southern Stock Report*. [www.ices.dk](http://www.ices.dk)
- Jensen, F. y N. Vestergaard (2002), "Moral hazard problems in fisheries regulation: The case of illegal landings and discards", *Resource and Energy Economics*, vol. 24 (4): 281-299.
- Leonart, J. y L. Recasens (1996), "Fisheries and Environment in the Mediterranean Sea", *Resources and Environmental Issues relevant to Mediterranean Fisheries Management, Studies and Reviews General Fisheries Council for the Mediterranean*, núm. 66, Rome: FAO.

- Prellezo, R. y C. Gallastegui (2003), "Gear Selectivity Based Regulation in a Mixed Fishery", *12 th Annual Conference of European Association of Environmental and Resource Economics*.
- Surís, J. C. (1993), "Regulation of the Iberoatlantic Sardine Fishery", *Environmental and Resources Economics*, 3: 457-470.
- Townsend, R. E. (1990), "Entry restrictions in the fishery: survey of the evidence", *Land Economics*, 66(4): 359-378.
- Trujillo, V.; M. Meixide; C. Porteiro; N. Pérez y F. Pereiro (1991), *Mesh size and effort changes in multispecies fisheries in ICES divisions VIIIc and IXa*. ICES C.M./G: 51.
- Turner, M. A. (1997), "Quota Induced Discarding in Heterogeneous Fisheries", *Journal of Environmental Economics and Management*, 33: 186-195.
- Ward, J. M (1994), "The Bioeconomic Implications of a Bycatch Reduction Device a Stock Conservation Management Measure", *Marine Resource Economics*, 9: 227-240.
- Weitzman, M. (2002), "Landing Fee vs. Harvest Quotas with Uncertain Fish Stocks", *Journal of Environmental Economics and Management*, 43: 325-338.

#### **Abstract**

The management by means of taxes of a fishery in which the fishing technology of the fleets has different effects on resource is analysed in this paper. This effect can be included in the natural growth of the marine resource function itself. The results show that the tax equilibrium level depends on shadow price, marginal productivity of the effort and effect of each gear on natural growth. The fleet that has a greater impact on resource will pay a higher rate of tax. And this rate will fall as the fleet in question improves its degree of fishing selectivity. Likewise we present some economic policy recommendations for this fishery.

*Key words:* Taxes, intra-species selectivity, European hake.

*JEL Classification:* H23, Q22, Q28.