

Un modelo bioeconómico para la pesquería de *chamelea gallina* de la Región Suratlántica española

FÉLIX GARCÍA ORDAZ (*)

JUAN JOSÉ GARCÍA DEL HOYO (*)

1. INTRODUCCIÓN

Las progresivas limitaciones de las posibilidades de pesca en aguas de terceros países con la consiguiente reducción de las flotas pesqueras de altura y gran altura están motivando un creciente interés por regular de forma eficiente la actividad pesquera que se desarrolla en el litoral español. Además, la asunción de competencias por parte de las Comunidades Autónomas sobre las denominadas «aguas interiores» y la dimensión y experiencia que las administraciones pesqueras de éstas van adquiriendo, está permitiendo la aparición de verdaderos sistemas de gestión de los recursos pesqueros litorales sobre los que hasta hace poco tiempo apenas se habían implementado medidas dado el carácter artesanal de su explotación y su reducida importancia en el marco del conjunto del sector pesquero. No obstante, muchas de las denominadas pesquerías artesanales constituyen verdaderos paradigmas de lo irracional que la actividad pesquera puede llegar a ser si no se introducen medidas correctoras de la propia dinámica del sistema pescador-recurso.

Como ejemplo de lo anterior se expondrá en este artículo la evolución y situación actual de la pesca de moluscos bivalvos en la Región Suratlántica Española, que hoy por hoy está fundamentalmente dirigida hacia la captura de chirila (*chamelea gallina*), todo ello mediante

(*) Departamento de Economía e Historia de las Instituciones Económicas de la Universidad de Huelva.

— Estudios Agrosociales y Pesqueros, n.º 184, 1998. (pp. 183-211).

el desarrollo y estimación de un modelo bioeconómico adecuado que facilitará evaluar el estado del recurso y realizar algunas precisiones concretas acerca de la gestión del mismo. El trabajo ha sido estructurado como sigue: en primer lugar, se aborda, al menos de forma esquemática, la delimitación de los diferentes caracteres diferenciadores de las pesquerías artesanales en la Región Suratlántica, los cuales especifican con mayor grado de concreción la naturaleza y especial caracterización de la pesquería de chirla, considerada ésta como artesanal. A continuación, se realiza un recorrido histórico por los principales acontecimientos que han caracterizado a la pesquería de chirla y al mismo tiempo han obligado a que ésta sea ejercida siguiendo determinadas pautas, destacando como argumento central el reciente proceso de innovación tecnológica producido en la pesquería y las consecuencias que de ello se han derivado. En tercer lugar, se procede a la delimitación de una serie específica de esfuerzo pesquero aplicable a la pesquería durante el período de estudio; ello permitirá acometer, en cuarto lugar, la fase de modelización bioeconómica, en la que se analizan los principales aspectos relacionados con la selección e identificación de un modelo concreto y la posterior fase de estimación de los diferentes parámetros que intervienen en el mismo. Finalmente, dicha modelización bioeconómica permite identificar las soluciones de control de la pesquería bajo diversos enfoques; dichas soluciones de equilibrio pueden traducirse en objetivos de gestión, cuya consecución involucra necesariamente el ejercicio, por parte del gestor, de determinadas herramientas de gestión o instrumentos de control que permitan devolver la naturaleza de sostenibilidad a la actividad, no sólo desde un punto de vista estrictamente biológico, sino también permitiendo que ésta pueda continuar su ejercicio, al mismo tiempo que proporcione un medio de vida rentable a los que trabajan en ella.

2. LA PESCA DE CHIRLA EN LA REGIÓN SURATLÁNTICA

La extracción de moluscos bivalvos en mar abierto se ha venido realizando tradicionalmente mediante el arte denominado «rastreo remolcado», destacando entre las pesquerías de este tipo, por su trascendencia económica, la de la especie denominada chirla «*chamelea gallina*» (Linnaeus, 1758). La flota dedicada a esta actividad puede ser considerada como artesanal, ya que junto a la proximidad de los stocks de chirla a los diferentes puertos donde es desembarcada y subastada, confluyen en ella todo un conjunto de peculiaridades en los procesos productivos y de comercialización, junto con un especial sistema de relaciones laborales donde subsiste aún el denominado

sistema de retribución «a la parte», rasgo común en muchas de las pesquerías artesanales. La flota objeto de estudio viene denominándose comúnmente «flota marisquera», ya que muchos de los que en la actualidad se dedican a la misma han ejercido con anterioridad labores de extracción de moluscos a pie en las rías y playas legitimados por la posesión del denominado «carnet de marisqueo» y «licencia de marisqueo».

Aunque se conservan datos estadísticos de escasa fiabilidad sobre la existencia de capturas relevantes de chirila en nuestras costas, es a partir de 1950 cuando se empiezan a obtener capturas de cierta importancia. No obstante, con anterioridad al citado año existe información sobre la comercialización de chirila en los puertos de otras zonas del litoral peninsular. Así, en el decenio 1946-1956 los desembarcos de chirila se concentraban en las regiones Cantábrica y Noroeste. Sin embargo, a partir de 1956 la importancia de los desembarcos de chirila en la Región Suratlántica se incrementa de forma exponencial (1). El análisis de esta pesquería se ha realizado a partir de la información que ha podido recopilarse sobre la actividad de extracción de chirila por la flota marisquera con base en el puerto de Punta Umbría, en la provincia marítima de Huelva. La elección de esta flota no ha sido ocasional, ya que como puede comprobarse en la gráfico 1, la actividad de comercialización de chirila en primera venta se ha venido concentrando tradicionalmente en el citado puerto (2).

En la evolución de las series de desembarcos de chirila tanto en la Región Suratlántica como en el mencionado puerto puede apreciarse la existencia de cuatro períodos claramente diferenciados:

A) Durante el período 1961-1968 se produce una enorme expansión de la pesquería a la que se incorporan un elevado número de unidades. Dos son las razones de este notable incremento en el esfuerzo: en primer lugar, las grandes posibilidades que a principios de los sesenta ofrecían unos stocks apenas explotados con anterioridad y, en segundo lugar, la regulación restrictiva que a partir de 1964 se hace de la pesquería de arrastre especializada en el langostino y la acedía (3). El tonelaje mínimo de 35 TRB (tone-

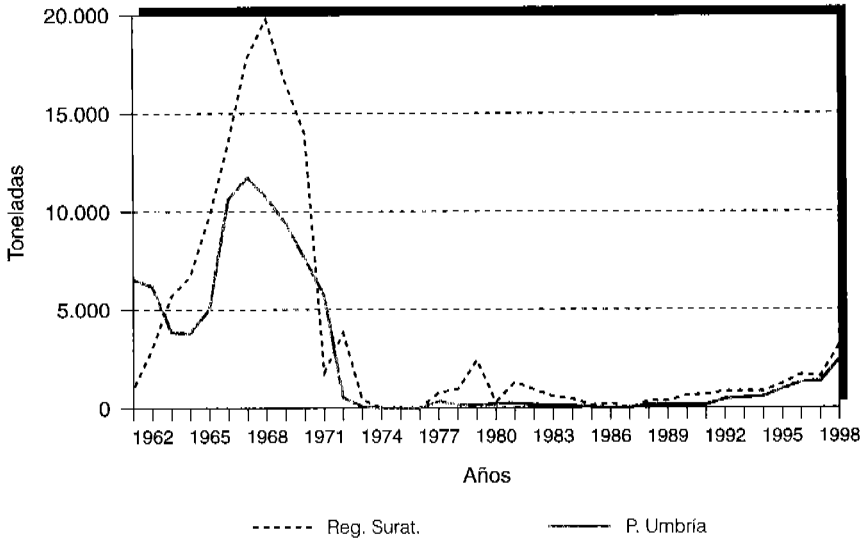
(1) La campaña de 1956 representó unas capturas que supusieron más del 34% de los desembarcos nacionales de chirila (2,9 tm respecto a las 8,3 del total nacional), mientras que tan sólo un año más tarde dicha producción se elevó a 69,5 tm en la citada región, frente a las 70,9 tm para todo el litoral peninsular español, es decir, prácticamente la totalidad de la producción.

(2) Las series de desembarcos de chirila se han obtenido a través de las estadísticas de las lonjas de los puertos de la Región Suratlántica y de Punta Umbría, complementados con la información de los desaparecidos Anuarios de Pesca Marítima.

(3) Véase la Orden Ministerial de 11 de marzo de 1953 y el reglamento de la pesca con artes de arrastre remolcados por embarcaciones aprobado por Orden Ministerial de 7 de julio de 1962 (BOE n.º 169).

Gráfico 1

**Evolución de las capturas de chirla
en la Región Suratlántica y Punta Umbría. Período 1961-1998**



ladas de registro bruto) establecido en la citada regulación expulsó de la actividad a un elevado número de embarcaciones que se vieron forzadas a «refugiarse» en la pesquería de chirla. Aunque dicha expulsión fue paulatina, durando ésta hasta 1970, la incorporación de unidades procedentes de otras pesquerías provocó que el esfuerzo se disparase en esta etapa, lo que junto a las amplias taras permitidas por la administración (450 kg de molusco por embarcación y día), motivó un crecimiento sostenido de las capturas que llegaron a alcanzar en 1968 cantidades próximas a las 20.000 tm en la Región Suratlántica.

- B) Como consecuencia de la intensa presión pesquera ejercida durante el período anterior, a partir de 1968 y hasta 1974 se produce un continuo proceso de reducción en las capturas. En tan sólo cuatro años, los rendimientos se reducen más de un 90%, provocando el hundimiento de la pesquería. La imagen de un sector pesquero colapsado y una flota inactiva a causa de la escasez de pesca es lo que los habitantes de las poblaciones costeras tuvieron que sufrir a causa de su propia miopía. Muchas de las embarcaciones de rastro remolcado tuvieron que refugiarse en otras modalidades de pesca denominadas «protegidas», funda-

mentalmente trasmallo y alcatruz. Por otra parte, el descenso de las capturas no pudo materializarse en un incremento en el precio medio de las mismas, dado que para paliar el desabastecimiento de los mercados comienza a importarse chirla del Adriático (a un ritmo de 2.000 kg diarios) de mayor tamaño y a unos precios muy competitivos, lo cual no hizo más que acrecentar la crisis del sector. La producción de «vongole» en Italia, que durante los sesenta se situaba en 9.000 tm/año, se multiplicó por cinco en menos de una década, saturando el mercado español.

- C) Ante la situación de los stocks, la autoridad decreta durante los años 1975 y 1976 la prohibición de capturar chirlas en las zonas en las que tradicionalmente se venía haciendo, en espera de una recuperación de los mismos. A partir de 1977, y tras dos años de veda, comienza a autorizarse de forma estacional y muy controlada la captura de chirla. Pero la notable influencia que en los mercados centrales ejercían las crecientes importaciones de chirla italiana hace que la pesquería se vuelva muy estacional, ejerciendo los máximos niveles de esfuerzo en aquellos meses en que Italia decretaba la veda sobre el recurso, y en los que las capturas de chirla suratlántica podían ser comercializadas de forma rentable. En 1983 se transfieren competencias a la Junta de Andalucía en materia de pesca (4), y tras las primeras regulaciones que del marisqueo se realizan a través del control de tallas mínimas y períodos de veda, en 1986 se acomete la realización del primer censo de embarcaciones marisqueras con arte de rastro remolcado, el cual puso de manifiesto la existencia de un elevado número de unidades que de forma estacional ejercían la actividad, comparando la misma con otras pesquerías. Finalmente, en 1987 se decreta la veda total sobre el recurso por los efectos de la contaminación provocada por el vertido de residuos en las rías de Huelva, detectándose la presencia de metales pesados en los moluscos.
- D) A partir del citado año se va haciendo patente para los pescadores la necesidad de acometer una profunda reestructuración en la flota dada la imposibilidad de competir en los mercados centrales con la chirla italiana —de mayor tamaño y libre de arena en el interior de la concha—, fruto de lo cual a partir de 1992 comienzan a incorporarse a la pesquería unidades provistas de un nuevo

(4) Decreto de 22 de febrero de 1983 (BOE n° 76 de 30 de marzo de 1982).

arte de pesca: la draga hidráulica, arte importado de Italia y cuya utilización responde a la necesidad de desarrollar la actividad en condiciones similares a las del mencionado país. Sin embargo, la introducción del citado arte ha provocado la paulatina sustitución en algunos casos, y expulsión en otros, de las tradicionales unidades de rastro remolcado.

Efectivamente, tras las primeras campañas experimentales realizadas desde una primera embarcación de draga hidráulica, en 1992 se produce la incorporación de otras tres unidades, creciendo este número hasta enero de 1995, cuando después de diversas fases de prohibición, al desconocer sus efectos sobre los stocks, se autoriza provisionalmente su utilización. A partir de mediados de 1996 se regula de manera definitiva la actividad marisquera de las embarcaciones equipadas con draga hidráulica. A pesar de que el número de estas embarcaciones fue en constante aumento, las capturas crecieron más que proporcionalmente debido a la posibilidad de colocar en los mercados la chirla suratlántica de forma más rentable durante prácticamente todo el año, provocando finalmente que en 1998 la práctica totalidad de la pesquería de chirla sea ejercida por unidades de draga hidráulica, desplazando a las tradicionales embarcaciones de rastro remolcado que, en la actualidad, se encuentran en una situación insostenible y reclaman la concesión de licencias para dotar también a sus buques con el nuevo arte. De hecho, de las 102 embarcaciones con base en la costa onubense incluidas en el último censo de rastro remolcado, a tan sólo 27 se les ha permitido operar con la draga hidráulica.

El análisis de las diversas fases detectadas en la evolución de la pesquería estudiada y la imposibilidad de recopilar estadísticas exhaustivas fiables de esfuerzo y capturas con anterioridad a 1977 aconseja centrar este estudio en el período 1977-1998. Para ello, se analizará, en primer lugar, la problemática inherente a la elaboración de una serie de esfuerzo pesquero a fin de abordar posteriormente la concreción y estimación del modelo bioeconómico aplicable a la pesquería como paso previo a la obtención de las diferentes soluciones de equilibrio.

3. ANÁLISIS DEL ESFUERZO PESQUERO DURANTE EL PERÍODO 1977-1998

Las unidades pesqueras, en función de sus características tecnológicas y para una pesquería concreta, tiene asociado un determinado «poder de pesca», entendido éste como *«el poder de captura de un barco»*

individual» (5). Evidentemente, en función del tiempo de operación de cada embarcación, y para un mismo poder de pesca, las capturas podrán ser superiores o inferiores en función de la duración de la faena de pesca. Por esta razón, se suele definir como «esfuerzo de pesca» al producto del poder de pesca individual y el tiempo de operación efectivo. Finalmente, se utilizará el término «intensidad de pesca» para hacer referencia al esfuerzo de pesca ejercido por unidad de superficie, por caladero o por zona de pesca. Por tanto, para una pesquería concreta que se desarrolle en una misma área de pesca, podríamos hablar indistintamente de esfuerzo de pesca o intensidad de pesca. De cualquier forma, resulta evidente que la cuantificación del esfuerzo pesquero se encuentra íntimamente ligada a la naturaleza de las pesquerías, resultando conveniente que éste sea descrito mediante procedimientos alternativos en función del método de captura.

El conocimiento de la actividad y su dinámica en los últimos años ha permitido desarrollar un procedimiento concreto para la obtención de una serie específica de esfuerzo en la pesquería de chirla suratlántica. Debido a la naturaleza de las pesquerías de bivalvos en dicho litoral se han considerado las siguientes variables como las que influyen de manera más directa en la determinación del esfuerzo pesquero: 1) número de embarcaciones según tipo de arte, computando únicamente aquellas que efectivamente desarrollen la actividad, eliminando las que por diversas causas no hayan ejercido la pesca. En una pesquería de litoral será conveniente, por lo tanto, incorporar únicamente aquellas que faenaron efectivamente en cada uno de los meses que comprende la temporada de pesca; 2) número de días en los que la flota opera realmente, deduciendo del total de días potenciales de pesca aquellos en los que la flota no opera, bien por ser jornada de descanso por fin de semana o día festivo, o bien por haber sido decretada una veda sobre el recurso, entre otras razones; 3) duración de la temporada de pesca, medida en número de meses al año, teniendo en cuenta que ésta puede ser variable en cada uno de los años del período de estudio considerado, y 4) equivalencia de poder de pesca entre unidades pesqueras que puedan ser consideradas heterogéneas, al menos desde un punto de vista estrictamente tecnológico, lo cual implicará un estudio pormenorizado de las distintas características selectivas de los diferentes artes de pesca considerados.

(5) *Beverton, R. J. H. y S. J. Holt (1957), p. 29.*

Dadas las necesidades de nuestro análisis, hemos optado por construir series mensuales de esfuerzo, habida cuenta de lo irregular de la frecuencia de los desembarcos diarios en los años analizados. Evidentemente, el esfuerzo mensual de pesca de una embarcación vendrá dado por el producto de su poder de pesca individual por el tiempo de pesca efectivo en cada mes. El esfuerzo total desplegado por la flota será entonces la suma de todos los esfuerzos individuales. Es decir, suponiendo que existen n embarcaciones dedicadas a la pesca durante el mes considerado, y denotando por PP_i al poder de pesca del barco i -ésimo, y por t_i a los días de pesca efectiva de la embarcación, el esfuerzo total ejercido en la pesquería durante el mes j -ésimo vendrá dado por:

$$E_j = \sum_{i=1}^n PP_i t_{ij} \quad [1]$$

Evidentemente, el esfuerzo total anual será la suma de los esfuerzos mensuales, y vendrá expresado en número de barcos por número de días de pesca al año. De cualquier forma, en la pesquería considerada, el cambio tecnológico se ha manifestado en la introducción de un nuevo tipo de arte, de manera que las embarcaciones equipadas con rastro remolcado se han mantenido en el período considerado con las mismas características técnicas, aunque éstas son muy diferentes de las embarcaciones equipadas con la draga hidráulica. Por esta razón, hemos supuesto la existencia de dos categorías heterogéneas de embarcaciones, pero con una elevada homogeneidad interna, de manera que es posible asignar un poder de pesca para las equipadas con rastro remolcado PP_1 y otro distinto PP_2 para las provistas de draga hidráulica.

Para poder establecer la relación entre el poder de pesca de una draga hidráulica y un rastro convencional, ésta puede cuantificarse a partir de diferentes datos técnicos relacionados con variables como la velocidad de rastreo por hora de faena, la superficie rastreada o la dimensión longitudinal del arte (6). En base a dicha información puede establecerse que las embarcaciones provistas de draga hidráulica poseen un poder de pesca, por término medio, tres veces superior al de los barcos provistos con el rastro tradicional (7).

(6) Royo Rodríguez, A., (1995).

(7) Este factor de equivalencia en poder de pesca ha sido establecido teniendo en cuenta que algunas de las embarcaciones de rastro remolcado poseen un arte denominado rastro con patines, el cual a pesar de estar expresamente prohibido por la administración pesquera sigue siendo utilizado, ya que incrementa el poder de pesca al regular la profundidad con la que se insertan las púas del rastro en el fondo marino. Por otro lado, el poder de pesca del riesgo sobre el rastro remolcado ha sido determinado no solamente a partir de las variables anteriormente mencionadas, sino también incluyendo información sobre el porcentaje de larvas rotas respecto al total capturado, tamaño del molusco, descartes, etc.

Cuadro 1

EVOLUCIÓN DEL ESFUERZO PESQUERO ESTANDARIZADO

1977	871	1988	261
1978	362	1989	127
1979	368	1990	464
1980	372	1991	365
1981	564	1992	1.155
1982	440	1993	1.502
1983	254	1994	1.637
1984	200	1995	3.268
1985	74	1996	4.982
1986	125	1997	5.738
1987	2	1998	11.200

Fuente: Elaboración propia.

4. MODELIZACIÓN BIOECONÓMICA DE LA PESQUERÍA

La pesquería objeto de estudio puede analizarse a través de un modelo bioeconómico en el que pueden diferenciarse, por un lado, un submodelo biológico, que describe la dinámica del stock y sus reacciones ante la explotación pesquera, y por otro, un submodelo económico que determina el funcionamiento de los diferentes agentes económicos implicados en la actividad. Con el fin de lograr una mayor claridad en la exposición de los diferentes resultados de esta investigación se analizarán por separado cada uno de los submodelos anteriormente mencionados (8).

Submodelo biológico

Frente a los denominados modelos biológicos analíticos que consideran de forma separada los principales componentes relacionados con los fenómenos de crecimiento y mortalidad de un stock determinado, los modelos agregados representan de forma conjunta todos los factores relacionados con los fenómenos biológicos que

(8) Para una primera visión de los modelos bioeconómicos formulados en tiempo continuo, el lector puede acudir al trabajo elaborado por Surís Regueiro, J. C. y Varela Lafuente, M. M. (1997), publicado en el número 179 de la Revista Española de Economía Agraria.

explican el comportamiento del recurso explotado (9). Teniendo en cuenta la naturaleza de la información que se ha podido recopilar sobre la evolución de la pesquería de chirla, hemos optado por seleccionar un modelo biológico formulado en tiempo discreto, basado en la relación stock-reclutamiento formulada por Cushing (1971) (10):

$$R_t = \alpha S_{t-1}^\beta \quad [2]$$

donde R_t denota el stock de reclutas o biomasa susceptible de ser capturada al inicio de la temporada de pesca t -ésima y S_{t-1} representa el stock de supervivientes al final de la temporada de pesca anterior. El parámetro α se encuentra relacionado con fenómenos de mortalidad densidad-independiente, mientras que β se relaciona con eventos de mortalidad densidad-dependiente. La relación entre reclutas y supervivientes en cada año viene expresada por:

$$S_t = R_t - h_t \quad [3]$$

donde h_t es la captura total realizada durante la temporada de pesca t -ésima. La función de capturas vendrá dada por:

$$h_t = R_t (1 - e^{-qE_t}) = F(S_{t-1}) (1 - e^{-qE_t}) \quad [4]$$

función utilizada por Spence (1974) que determina la captura en cada temporada de pesca a partir del stock de reclutas al inicio de la misma R_t y del esfuerzo pesquero ejercido E_t , interviniendo en dicha función el parámetro q , denominado coeficiente de capturabilidad y relacionado, entre otros factores, con la dificultad de acceso al recurso por parte de la flota, en función de sus potencialidades tecnológicas. La función dada por [4] es la resultante de la discretización de la función de capturas propuesta por Schaefer, por lo que no resultaría complicado plantear, en los mismos términos que en el análisis

(9) A principios del siglo XIX, los trabajos de Baranov (1918) son un fiel reflejo de lo que hemos denominado modelos analíticos, aunque las aportaciones de Russell (1931) han tenido quizás más presencia en el mundo científico.

(10) No obstante, podría haberse utilizado también como modelo biológico el resultante de la discretización del modelo de Schaefer (1954, 1957), coincidente formalmente con la función de reclutamiento de Beverton y Holt (1957), aunque el significado de los parámetros no sea el mismo. Sin embargo, el elevado número de hipótesis restrictivas que deben asumirse en la citada discretización nos ha aconsejado la selección de un modelo más flexible, tal y como se analizará a continuación.

clásico, la condición de sostenibilidad biológica del recurso, dada por:

$$\Delta S = S_t - S_{t-1} = [F(S_{t-1}) - h_t] - S_{t-1} = 0 \quad [5]$$

La condición [5] nos permite determinar el conjunto de combinaciones de esfuerzo y captura compatibles con la sostenibilidad biológica del recurso, es decir, la función de esfuerzo-rendimiento sostenible del análisis clásico de pesquerías, punto de referencia de nuestro posterior análisis. Debido a la naturaleza de las variables que intervienen en el modelo, la pesquería puede ser considerada como un sistema, el cual suministra información sobre nuestra variable de estado (el recurso), de forma que a través de la modelización en el espacio de los estados puedan construirse los denominados modelos estado- medida, en los que puede identificarse, por un lado, una ecuación de estado, que rige el comportamiento dinámico del stock de reclutas, y por otro, una ecuación de medida o de observación, expresada a través de la función de capturas, siendo ésta nuestra variable de medida o de observación.

La especificación estadística del modelo utilizado aconseja la introducción de la incertidumbre asociada a la pesquería a través de la inclusión de un error de proceso, perturbación o ruido de sistema w_t , que sintetiza la variabilidad inherente al recurso fruto de las perturbaciones medioambientales. En segundo lugar, deberemos incluir en la ecuación de medida una segunda perturbación aleatoria representada por un error de observación o medida v_t y que recoge la influencia en la serie de capturas de diferentes fuentes de error, desde los relacionados con un deficiente proceso de recogida de la información hasta la ausencia relativa de fiabilidad de los datos sobre capturas (11). Por otra parte, también puede suponerse cierta incertidumbre sobre la forma y valores de los parámetros que intervienen en el modelo, provocando que el procedimiento de estimación deba incorporar hipótesis sobre la variabilidad de cada parámetro, incluyendo entonces una distribución probabilística para los mismos que ciertamente puede complicar el proceso de estimación. La problemática inherente a la estimación, y sobre todo, al control cuando se introduce la posibilidad de parámetros inciertos exige un tratamiento matemático bastante complejo que puede provocar un incremen-

(11) En la literatura es frecuente la incorporación de la incertidumbre asociada al reclutamiento mediante la inclusión de términos de error (aditivos o multiplicativos), como puede comprobarse en Cushing (1973), Parrish (1973) o Pope (1979).

to de la dimensionalidad en el problema de programación matemática de difícil solución (12).

Finalmente, optamos por incluir en el modelo a los errores de proceso y observación de forma multiplicativa, ya que la inclusión de términos de error aditivos puede provocar en determinados casos la ruptura de la hipótesis de homocedasticidad, sobre todo si en las series de biomasa y capturas se aprecia la existencia de una tendencia determinada, tal y como se observa en los trabajos de García del Hoyo (1997), quien corrige la heterocedasticidad incluyendo términos de error de forma multiplicativa. La introducción de la incertidumbre en el modelo estado- medida queda materializada en la reformulación de las ecuaciones [2] y [4] de la siguiente forma:

$$R_t = \alpha S_{t-1}^\beta e^{w_t} \quad [6]$$

$$h_t = R_t (1 - e^{-qE_t}) e^{v_t} \quad [7]$$

Las perturbaciones aleatorias w_t y v_t se comportarán como una sucesión de variables aleatorias i.i.d. con distribución normal, centradas en el cero y con precisiones (inversos de las varianzas) dadas por h_w y h_v respectivamente. Dado que no disponemos de información previa sobre el stock, consideraremos a la biomasa como variable no observable, por lo que abordamos el proceso de estimación del modelo a través de técnicas bayesianas. Hemos aplicado la técnica denominada «muestreo de Gibbs», que es una adaptación del algoritmo de metrópolis, basado en las propiedades de las cadenas de Markov y utilizado por Geman y Geman (1984) para extraer muestras de una distribución conjunta a partir de las distribuciones condicionales completas de las variables que intervienen en el modelo (13). El procedimiento de estimación utilizado funciona como sigue: una vez identificadas las variables que intervienen en el modelo $X_0, X_1, \dots, X_{20}, \alpha, \beta, q, h_w, h_v$ (es decir, la serie de biomasa desde 1977 hasta 1996 y los diferentes parámetros del submodelo biológico), se selecciona un conjunto arbitrario de valores iniciales de las mismas.

(12) Véanse, por ejemplo, Beddington y May (1977) y Mendelsohn (1978), por citar algunos de los trabajos ya clásicos que abordan este problema.

(13) El algoritmo de Metrópolis fue desarrollado inicialmente en el campo de la física nuclear, aunque con posterioridad, Hastings (1970), generalizó su uso en la resolución de problemas estadísticos. Los trabajos de Tanner (1991) han revelado el amplio abanico de posibilidades que presentan estas técnicas, aunque donde han mostrado sus grandes potencialidades ha sido en el marco de la inferencia bayesiana.

Previamente, se habrán asignado distribuciones a priori para cada una de dichas variables, lo cual permitirá, aplicando técnicas bayesianas, obtener las diferentes distribuciones condicionales (14). Así, a partir de la distribución condicional $f(X_0 / X_1, \dots, X_{20}, \alpha, \beta, q, h_w, h_v)$ se obtiene una extracción aleatoria de la misma. A continuación, dicha observación es introducida para la extracción de una observación de X_1 a partir de su distribución condicional, repitiendo el procedimiento de forma sucesiva hasta completar la primera iteración del método y que da como resultado la obtención del vector de observaciones $X_0^{(1)}, X_1^{(1)}, \dots, X_{20}^{(1)}, \alpha^{(1)}, \beta^{(1)}, q^{(1)}, h_w^{(1)}, h_v^{(1)}$. Si dicho procedimiento se repite un número L de iteraciones, el resultado final sería la obtención de un vector de observaciones de las variables resultado de la L -ésima iteración:

$$X_0^{(L)}, X_1^{(L)}, \dots, X_{20}^{(L)}, \alpha^{(L)}, \beta^{(L)}, q^{(L)}, h_w^{(L)}, h_v^{(L)}$$

Geman y Geman (1984) demuestran que dicho vector converge en distribución a una muestra aleatoria de tamaño unidad de la distribución conjunta conforme L tiende a infinito, de forma que tomando un número suficientemente elevado de iteraciones para que se garantice dicha convergencia, y repitiendo el proceso descrito un número G de veces en paralelo, el resultado final será la obtención de una muestra aleatoria de G elementos de la distribución conjunta $f(X_0, X_1, \dots, X_{20}, \alpha, \beta, q, h_w, h_v)$, a partir de la cual podrán estimarse las diferentes características de las distribuciones marginales generadas por el modelo, paso previo a la obtención de estimaciones revisadas de las biomazas y parámetros del submodelo biológico.

La determinación del conjunto de valores iniciales necesario para la aplicación recursiva del muestreo de Gibbs se ha realizado aplicando la técnica de estimación descrita por Spence (1974), basada en la formulación del modelo:

$$\ln Z_t = \alpha + \beta \ln Z_{t-1} - \beta q E_{t-1} \quad [8]$$

donde $Z_t = P_t / (1 - e^{qE_t})$. Mediante un procedimiento recursivo basado en la formulación de un valor arbitrario inicial del parámetro q y la posterior estimación de los parámetros del modelo dado por [8]

(14) La no linealidad de la ecuación de estado y de medida imposibilita la identificación de los núcleos de las distribuciones condicionales. Este problema puede ser resuelto por técnicas alternativas, por ejemplo, la aplicación de algoritmos de rechazo-aceptación, técnicas desarrolladas entre otros por Gelfand y Smith (1990). No obstante, en nuestro caso concreto, dicho problema ha sido resuelto mediante la expansión en series de Taylor de primer orden de los términos no lineales.

obtenemos estimaciones revisadas del citado parámetro, de forma que repitiendo el proceso de estimación tantas veces como fuera necesario se obtiene una diferencia entre el q formulado inicialmente y el estimado por [8] que se considere suficientemente pequeña (15):

$$\begin{aligned} \ln Z_t &= 10,25472 + 0,33146 \ln Z_{t-1} - 2,83E-5 E_{t-1} \\ &\quad (12,9105) \quad (0,1899) \quad (1,46E-5) \quad [9] \\ R^2 &= 45,3\% \quad D.W. = 2,1112 \quad F = 6,6201 \end{aligned}$$

La ecuación [9] suministra valores iniciales de los parámetros del submodelo biológico, a partir de las cuales se determinan también valores iniciales para la biomasa en $t = 0$. Las especificaciones iniciales en el proceso de estimación mediante el algoritmo de Gibbs se han resumido en el cuadro 2, donde puede comprobarse que se ha asignado a la biomasa inicial y a los parámetros del modelo distribuciones iniciales normales, siendo las medias de dichas distribuciones las estimaciones obtenidas mediante el procedimiento descrito por Spence. En segundo lugar, asignamos a las desviaciones standard de los errores de proceso y observación distribuciones Gamma. Finalmente, asignamos a todas las distribuciones iniciales coeficien-

Cuadro 2

SUBMODELO BIOLÓGICO. ESPECIFICACIONES INICIALES EN EL PROCESO DE ESTIMACIÓN

X_0	15,249	5%	0,762	Normal
α	10,254	5%	0,513	Normal
β	0,331	5%	0,017	Normal
q	8,53E-5	5%	4,265E-6	Normal
σ_w	0,100	5%	5,000E-3	Gamma
σ_v	0,010	5%	5,000E-4	Gamma

(15) En este caso concreto dicha diferencia se ha considerado pequeña cuando el q inicial es $8,53E-5$ y el estimado en (8) es $8,529563E-5$, procediendo a la estimación final del modelo. A un nivel de significación del 5% los niveles de tolerancia quedan establecidos en 1,05 y 1,53, con lo que la no pertenencia del estadístico de Durbin-Watson a dicho intervalo nos conduce a rechazar la hipótesis de existencia de autocorrelación positiva de los residuos. Por otra parte, el valor no demasiado elevado del coeficiente de determinación (45,28%) es consecuencia, por otra parte lógica, de la forma adoptada por el modelo basado en transformaciones logarítmicas. Debe tenerse en cuenta que las estimaciones suministradas por el modelo de Spence tan sólo serán utilizadas como valores de partida en el posterior proceso de estimación de los parámetros del submodelo biológico.

tes de variación del 5%, a fin de poder garantizar de forma razonable una determinada amplitud de convergencia. En nuestro caso, ha sido suficiente programar 100 iteraciones para lograr la convergencia de las observaciones. Hemos repetido dicho proceso 200 veces en paralelo, de forma que el resultado final es la obtención de una muestra de tamaño 200 de la distribución conjunta. Posteriormente, la determinación de las densidades marginales se ha llevado a cabo utilizando el estimador de núcleo basado en el Teorema de Rao-Blackwell y aplicado por Gelfand y Smith (1990), a partir de las cuales pueden estimarse las diferentes características de dichas distribuciones.

El resultado final del proceso descrito es la obtención de sendas estimaciones tanto de las biomazas como de los parámetros que intervienen en el modelo (cuadro 3), comprobándose, en primer lugar, que se han podido reducir las variabilidades asignadas inicialmente (5%), y en segundo lugar, que las distribuciones finalmente obtenidas superan de forma razonable un test de normalidad, garantizando por lo tanto la unimodalidad de las distribuciones revisadas, así como su simetría.

Evaluación del stock de chirla

La pesquería de chirla objeto de estudio ha experimentado en el último decenio una enorme transformación, motivada por la especialización de las unidades pesqueras, pasando de una situación inicial de práctica polivalencia en las unidades a la situación actual en la que la flota está constituida en su práctica totalidad por unidades que al instalar la draga hidráulica se han visto forzadas a dedicarse de forma exclusiva al marisqueo, significando ello un notable incremento del esfuerzo pesquero. Ello ha afectado notablemente al

Cuadro 3

SUBMODELO BIOLÓGICO. ESTIMACIONES FINALES

Parámetro	Estimación	Coeficiente de	Coef. variación (%)
α	10,2289	30,9923	3,227
β	0,3314	23,1435	4,321
q	8,55E-5	29,4924	3,391
h_w	25,0149	20,2602	4,936
h_v	0,2563	20,2608	4,936

recurso, el cual se ha visto reducido a márgenes que ponen en peligro el mantenimiento de una explotación sostenible del mismo.

En 1977 los niveles de stock estimados reflejan la reducida presión ejercida en años anteriores sobre el recurso. A pesar de existir con anterioridad a dicho año una flota marisquera muy elevada en número de unidades pesqueras, el tamaño de éstas, la enorme obsolescencia técnica de las mismas y el reducido tiempo de pesca empleado no supuso en ningún momento amenaza alguna para el recurso, y tan sólo cuando la crisis de las pesquerías alternativas puso en peligro el mantenimiento de los niveles de stock existentes se hizo necesario el establecimiento de medidas de control sobre el recurso. La relajación de los fuertes controles provocó un rápido incremento en las capturas, lo cual se traduce en un notable descenso de los niveles de stock.

Es a partir de 1978 cuando la pesquería se recupera de forma progresiva, fruto del paulatino abandono de las unidades pesqueras menos eficientes y el resurgimiento de las pesquerías locales de trasallo. La rentabilidad de las estacionales pesquerías de cerco del litoral suministraban a la flota una buena alternativa durante los períodos de veda, con lo que a pesar del progresivo incremento en número de unidades pesqueras, los crecientes niveles de esfuerzo no tuvieron demasiada incidencia en la densidad del recurso. Todo ello ha provocado que el recurso se haya situado en razonables niveles de

Cuadro 4

EVOLUCIÓN DEL STOCK DE RECLUTAS (R_t), SUPERVIVIENTES (S_t) Y DE LA CPUE

Año	Nº de unidades pesqueras	Stock de reclutas (R_t)	Stock de supervivientes (S_t)	Año	Nº de unidades pesqueras	Stock de reclutas (R_t)	Stock de supervivientes (S_t)
1977	345	5.487.105	5.186.599	1988	385	4.662.826	4.562.348
1978	266	3.238.539	3.142.366	1989	371	4.472.749	4.425.475
1979	282	3.439.573	3.335.941	1990	398	4.847.445	4.662.769
1980	306	3.728.874	3.614.931	1991	349	4.251.259	4.123.841
1981	384	4.703.940	4.487.272	1992	387	4.857.242	4.410.879
1982	345	4.211.597	4.059.925	1993	365	4.655.490	4.107.095
1983	333	4.036.091	3.951.541	1994	332	4.258.144	3.715.060
1984	417	5.028.687	4.945.309	1995	294	4.032.597	3.072.642
1985	407	4.895.622	4.865.337	1996	264	3.874.086	2.560.973
1986	461	5.547.116	5.489.433	1997	240	3.641.350	2.262.821
1987	429	5.129.410	5.128.410	1998	221	4.099.869	1.626.306

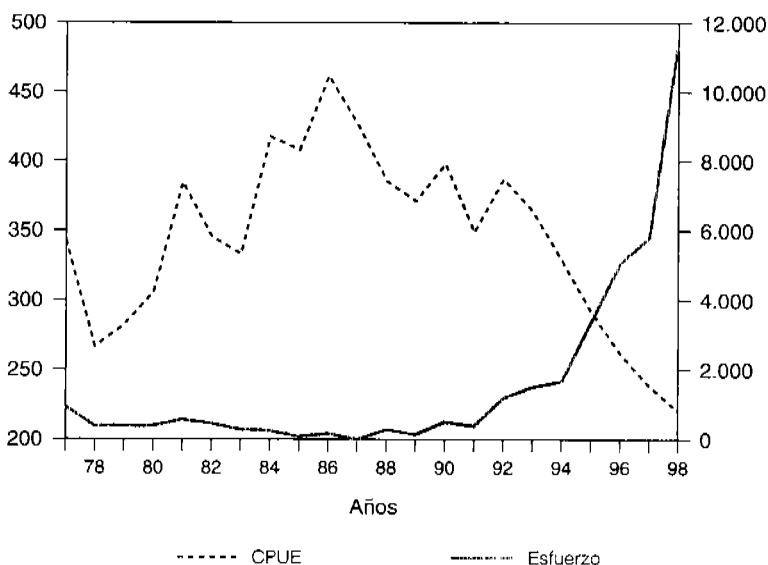
Fuente: Elaboración propia.

compatibilidad con la explotación, al menos hasta finales de la década de los ochenta. La introducción de la draga hidráulica a comienzos del año 1991 ha desplazado al tradicional rastro remolcado. El mayor poder de pesca de este nuevo arte y el progresivo incremento en el número de unidades que lo instalan ha provocado que desde el citado año el recurso se haya visto sometido a los efectos de un progresivo incremento en el esfuerzo pesquero, motivando ello que la biomasa se reduzca paulatinamente, situándose en niveles que no permiten la sostenibilidad biológica del recurso.

El incremento del esfuerzo pesquero iniciado en 1991 se mantiene, creciendo éste de forma exponencial. Así, en 1996 el esfuerzo creció un 76% y, sin embargo, la CPUE descendió por encima del 20%, mostrando el enorme deterioro del recurso fruto del excesivo esfuerzo ejercido. En el gráfico 2 se representa la evolución de la CPUE y del esfuerzo pesquero. Al incremento casi exponencial del esfuerzo ejercido desde 1991 le ha sucedido un descenso progresivo de los rendimientos por día de pesca. La tasa de supervivencia estimada, porcentaje que el stock de supervivientes representa sobre el stock

Gráfico 2

Evolución de la CPUE (kg) y el esfuerzo pesquero (días-barco)



existente a principios de cada temporada, ha pasado del 96% de 1991 al 40% de 1998.

5. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA PESQUERÍA DE CHIRLA

La incorporación del submodelo económico permite completar el análisis de la pesquería, analizando por un lado las causas y consecuencias de la sobrepesca biológica, y en segundo lugar, las razones de naturaleza económica que impulsan al pescador a sobrepasar los límites de sostenibilidad que ofrece el recurso. Abordaremos a continuación el proceso de estimación de los principales componentes del submodelo económico, por lo que habrá de analizarse con profundidad la estructura de ingresos y costes de las unidades pesqueras que ejercen la actividad.

Estructura de costes e ingresos de la flota

El estudio de la demanda a partir de los partes mensuales de pesca subastada en lonja durante el período de estudio y la información recabada por los principales mercados centrales donde se comercializa la chirla suratlántica en los últimos seis años ha posibilitado la identificación de dos subperíodos claramente diferenciados:

- A) **Desde comienzos de 1991 hasta mediados de 1993.** La flota marisquera se encuentra compuesta en este subperíodo por un número elevado de pequeñas embarcaciones provistas del rastro tradicional, capturando chirlas de muy pequeño tamaño y de reducido valor comercial. Ello obliga a que las capturas de la flota se concentren en aquellos meses en los que se produce la veda en Italia, principal competidor en los mercados nacionales. Al analizar el comportamiento de la demanda de chirla en la Región Suratlántica durante el mencionado subperíodo se aprecia la influencia del precio como variable significativa en el comportamiento de la demanda. Ello invalida para este subperíodo la hipótesis de un precio constante que no ejerza influencia alguna sobre las capturas, y por lo tanto no sería aceptable la hipótesis de una demanda perfectamente elástica.
- B) **Desde mediados de 1993 hasta la actualidad.** En este segundo subperíodo, la introducción de la draga hidráulica sitúa a la chirla suratlántica en una posición más competitiva. Las capturas ya no son tan estacionales como en el subperíodo anterior y se reparten durante todo el año, salvo en el período de veda en Huelva, de forma que pueda determinarse que la fijación del pre-

cio en primera venta no venga dada por las capturas de la flota, sino por el precio que la chirila alcanza en el mercado nacional controlado por la red MERCASA. El análisis de este subperíodo hace pensar en la posibilidad de rechazar el precio como variable significativa para explicar el comportamiento de la demanda y construir modelos alternativos que expliquen la demanda en función de factores de tendencia y de los precios que se alcanzan en los mercados nacionales. Este último resultado valida, por lo tanto, la hipótesis de un precio dado por el mercado en su conjunto, con lo que en los sucesivos modelos económicos que se construyan para determinar las diferentes soluciones de equilibrio se considerará al precio como constante. Una vez determinada la configuración del precio y su relación con la demanda, analizaremos la estructura de costes e ingresos de la flota, componentes que evidentemente se verán fuertemente influenciados por el sistema de remuneración «a la parte» característico de la flota pesquera artesanal de la Región Suratlántica, similar al observado en otras regiones marítimas como la surmediterránea (16). En la pesca artesanal analizada el control de la venta diaria es compartido por el armador y los pescadores, ya que ésta es la que determina el volumen de la retribución semanal que es percibida por los pescadores. Entenderemos por «Monte Mayor» al producto bruto de la pesca, que se distribuirá entre armadores y tripulación según una determinada proporción. Sin embargo, del monte mayor deberán deducirse ciertas partidas de gasto que serán soportadas tanto por el armador como por la tripulación.

De forma global, la estructura de la cuenta de resultados de una embarcación tipo para el año 1998 puede resumirse en el cuadro 5, donde se evidencia la posibilidad de diferenciar las partidas de coste de las embarcaciones en función de su dependencia directa del volumen de desembarcos, y consecuentemente, de las ventas, y por otro lado, aquellas que se encuentran relacionadas con el número de días de pesca, por lo que, teniendo en cuenta que el esfuerzo pesquero ha sido medido en número de días, ambas partidas nos servirán para estimar el coste de las ventas y el coste por unidad de esfuerzo. Tal y como puede comprobarse al analizar dichos datos, del monte mayor se deducen las principales partidas de gasto que son compartidas en un 50% por el armador y la tripulación. Es decir, la tripulación ve reduci-

(16) Véase Montero Llerandi, J. M., (1985), *pág.* 146 y ss.

Cuadro 5

**ESTRUCTURA DE LAS PARTIDAS DE COSTE/INGRESO
EN UNA EMBARCACIÓN TIPO DURANTE EL AÑO 1998 (17)**

Componentes de ingreso		
PRECIO UNITARIO BRUTO	334,0 ptas./kg	
PRECIO UNITARIO NETO	148,5 ptas./kg	
MONTE MAYOR	15.762.829 ptas./año	
Componentes de coste		
COMISIÓN DE LONJA	3%	531.331 ptas./año
COSTES GESTIÓN COFRADÍA	2%	354.221 ptas./año
IMPUESTO VALOR AÑADIDO	6%	1.062.663 ptas./año
COSTE DE LAS VENTAS	11%	1.948.215 ptas./año
CONSUMO DE GASOIL Y REPUESTOS	8.979 ptas./día pesca	2.154.960 ptas./año
SEG. SOC. Y OTROS COSTES LABORALES	2.958 ptas./día pesca	709.920 ptas./año
OTROS COSTES	338 ptas./día pesca	81.120 ptas./año
COSTE DEL ESFUERZO	12.276 ptas./día pesca	2.946.123 ptas./año
MONTE MENOR	12.816.706 ptas./año	
SUMA DE LAS PARTES	6.408.353 ptas./año	
BENEFICIO EMBARCACIÓN	6.408.353 ptas./año	

Fuente: Elaboración propia.

da su remuneración en función de los costes directamente imputables a las ventas y aquellos derivados del nivel de esfuerzo ejercido.

Dichas estas precisiones conceptuales, puede abordarse la determinación de la estructura global de ingresos y gastos en las explotaciones pesqueras, para lo cual será de especial relevancia la construcción de una función de beneficios. En el actual sistema de remuneración a la parte, del monte menor a los pescadores les corresponde el 50% en concepto de parte o «quiñón», y teniendo en cuenta el coste de las ventas y el coste del esfuerzo determinado anteriormente, puede proponerse la siguiente función de beneficios para el conjunto de la pesquería (18):

$$\pi_t(h_t, E_t) = \Psi[p_t h_t(1 - c_h) - c_E E_t] \quad [10]$$

(17) Los datos se han obtenido a través de entrevistas personales con diferentes armadores y representantes de la cofradía de pescadores de Punta Umbría.

(18) García del Hoyo, J. J., (1997), pág. 242.

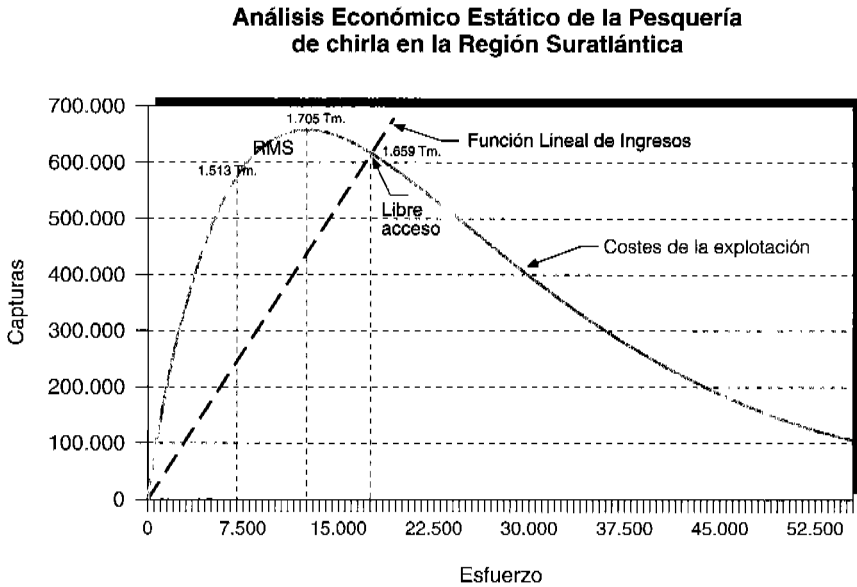
siendo h_t la captura del conjunto de la flota en la temporada de pesca t -ésima y E_t el esfuerzo total ejercido por la flota. Por otra parte, ψ representa el porcentaje del monte menor que se destina a retribuir a la tripulación [según los datos del cuadro 5 $\psi = 0,5$ (50%)], mientras que P_t representa el precio medio bruto de las capturas en cada temporada de pesca. Finalmente, c_h es el coste unitario de las ventas, equivalente a la suma de la comisión de lonja, los costes derivados de la gestión de la cofradía y el IVA, y por lo tanto, igual al 11%, mientras que c_E es el coste unitario del esfuerzo, es decir, coste por día de pesca y no imputable a las ventas, resultado de sumar las componentes de coste relacionadas con el consumo diario de gasoil, los de seguridad social y otros coste laborales y finalmente los gastos de suministros y reparaciones. Dado que el precio neto P_n puede escribirse como $\psi P_t (1 - C_h)$, entonces podemos reexpresar la función de beneficios dada por [10] como $\pi_t(h_t, E_t) = P_n h_t - \psi c_E E_t$ siendo el precio neto unitario $P_n = 148,5$ ptas./kg y el coste por unidad de esfuerzo $c_E = 6.138$ ptas./día pesca.

Determinación de las soluciones de equilibrio en un entorno estático

Aunque la validez empírica del análisis clásico desarrollado por Gordon (1953, 1954) y Schaefer (1954, 1957) es menor que la del análisis dinámico que desarrollaremos posteriormente, su importancia reside, tal y como comentan Varela y Surís (1995), en «*la originalidad en sus planteamientos más que por la complejidad teórica*». En nuestro caso concreto, formularemos brevemente las diferentes soluciones que se derivan del análisis clásico, las cuales serán tomadas como valores de referencia. El análisis clásico de la pesquería de chirla se basa inicialmente en el planteamiento de la condición de sostenibilidad biológica del recurso, la cual viene dada por [5].

Teniendo en cuenta la formulación del modelo de Cushing, dicha condición puede plantearse en idénticos términos al modelo de Gordon-Schaefer, obteniendo por lo tanto el conjunto de combinaciones de esfuerzo y capturas compatibles con la sostenibilidad biológica del recurso, y cuya representación gráfica se plasma en la denominada función de esfuerzo- rendimiento sostenibles, dada en el gráfico 3. Sobre dicha curva situamos la combinación de capturas y esfuerzo compatible con el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), así como la solución de equilibrio en libre acceso o equilibrio bionómico en la que toda la renta económica generada por el recurso se disipa completamente y, por último, aquella que maximiza la renta que genera el recurso, y que al menos desde un punto de

Gráfico 3



vista estrictamente económico debe ser considerada como situación óptima. En la situación de RMS, el stock se situaría en un nivel de 2.551 tm, ejerciéndose la actividad con un nivel de esfuerzo de 12.917 días de pesca y unas capturas de 1.705 tm, mientras que si no se ejerce ningún tipo de control sobre la pesquería el esfuerzo se expandiría hasta situarse en 16.414 días de pesca y las capturas se habrían reducido hasta alcanzar las 1.659 tm, situación en la que se habría disipado totalmente la renta generada por el recurso y éste se habría reducido peligrosamente hasta alcanzar las 2.199 tm. Por último, la explotación pesquera se ejercería maximizando el beneficio cuando el esfuerzo fuera de 7.430 días de pesca, con unas capturas de 1.513 tm y un stock de 3.219 tm.

Análisis dinámico de la pesquería

En la sección anterior, la no consideración de la evidente intertemporalidad de los beneficios generados por la actividad pesquera equivale a suponer el valor nulo que para los pescadores posee el hecho de dejar de ejercer los actuales niveles de esfuerzo sobre el recurso en beneficio de las generaciones futuras. Este hecho plantea enormes controversias, al menos desde un punto de vista eminentemen-

te social (19). Los equilibrios determinados en la sección anterior lo son en un entorno estático, bajo el supuesto de un ajuste instantáneo del sistema, cuando en realidad, la reducción de las capturas tan sólo mostraría sus efectos pasado un cierto período de tiempo. Por otra parte, todos los flujos monetarios deben ser valorados en su justa medida atendiendo a las preferencias temporales de la Sociedad o bien del sujeto decisor (agencia gubernamental, entidad asociativa de armadores, etc.), introduciendo en el planteamiento del problema una tasa apropiada para descontar las magnitudes monetarias en la función objetivo (20).

El planteamiento del problema de control desde un punto de vista dinámico puede resolverse mediante técnicas alternativas como la Teoría del Control Óptimo o Programación Dinámica. Inicialmente puede plantearse el problema en el sentido de tener que periodificar la extracción del recurso de manera económicamente eficiente desde un tiempo inicial hasta un tiempo terminal. Los instrumentos de política económica tendentes a garantizar el logro del objetivo de gestión se materializan a través de las variables de control (frecuentemente las capturas o el esfuerzo), circunscritas en un determinado conjunto de control. En este caso, puede reescribirse la función de beneficios de la pesquería como función de utilidad social neta en función del recurso y de las capturas sostenibles en cada temporada de pesca en los siguientes términos:

$$U(R_k, h_k) = p_n h_k - \frac{c_E}{q} \ln \left(\frac{R_k}{S_k} \right) \quad [11]$$

de forma que el objetivo del gestor de la pesquería puede sintetizarse en la maximización de la suma de beneficios generada por la pesquería y descontada según un factor de descuento δ :

$$\max J = \sum_{k=1}^{\infty} U(R_k, S_k) \delta^{k-1} \quad [12]$$

De esta forma, si nuestra variable de estado es el stock de reclutas al inicio de cada temporada de pesca R_k , y ejercemos el control a partir del stock de supervivientes S_k , entonces nuestro problema de optimización dinámica se basará en determinar qué nivel de stock de supervivientes maximiza el funcional objetivo planteado en [12]

(19) Schaefer, M. B. (1957): p. 680.

(20) Clark, C. W. (1973): p. 631.

sujeto a la restricción en la variable de estado materializada en la ecuación de crecimiento del recurso dada por [2]. A su vez, nuestra variable de control S_k estará circunscrita a un conjunto de control dado por $0 \leq S_k \leq R_k$. Nuestro problema de optimización dinámica puede ser finalmente resuelto, llegando a la condición de óptimo dada por:

$$-F'(S) \frac{\partial U / \partial R}{\partial U / \partial S} = \frac{1}{\delta} \quad [13]$$

que indica que en el óptimo estacionario la ganancia marginal inmediata provocada por incrementar las capturas actuales debe igualarse al valor de las futuras pérdidas causadas por dicho cambio. Dado un determinado valor de la tasa de descuento podremos obtener aplicando la ecuación [13] la solución S^* que determina la política óptima de capturas, de forma que la trayectoria de aproximación al equilibrio será la que conduzca al stock lo más rápido posible hacia el equilibrio estacionario S^* , es decir, a través de controles del tipo bang- bang (21), materializados en la siguiente regla de decisión:

$$\begin{aligned} \text{Si } R > S^*, \text{ entonces } h^* &= R - S^* \\ \text{Si } R < S^*, \text{ entonces } h^* &= 0 \end{aligned} \quad [14]$$

Aunque la utilización de una tasa concreta de descuento plantea innumerables controversias, optaremos por utilizar $\delta = 5\%$, y plantear la condición de óptimo anteriormente determinada, obteniendo como solución a nuestro problema de optimización dinámica los resultados que se muestran en el cuadro 6. La introducción de una tasa de descuento del 5% determina una biomasa de superviviente óptima de 1.247 tm de recurso, inferior a la que se obtiene aplicando una tasa de descuento nula. En efecto, una de las principales consecuencias de la introducción de tasas de descuento no nulas es el de proporcionar soluciones menos «severas» que en el caso anterior, ya que el objetivo de gestión no será en este caso situar al stock de supervivientes en un nivel de 1.705 tm (véase el gráfico 3), sino de

(21) Dichos controles bang- bang serán adecuados como medida de aproximación a la solución de equilibrio cuando la función de utilidad neta en la pesquería pueda descomponerse de forma apropiada y la función de beneficios de la pesquería presente concavidades en la mayor parte de sus tramos. La no concavidad de dicha función podría provocar que los controles bang- bang- no fueran del todo recomendables. En nuestro caso concreto esto último no se produce, por lo que al menos desde un punto de vista estrictamente analítico puede proponerse un sistema basado en controles del tipo bang- bang, conduciéndonos a una trayectoria de aproximación MRAP (Most Rapid Approach Path) (véase Clark, C. W. (1976): pp. 230-231).

Cuadro 6

SOLUCIÓN ÓPTIMA PARA UNA TASA DE DESCUENTO DEL 10%

α	10,2289	Recluta a ppios. 1998	4.099.869
β	0,3314	Superv. a finales 1998	1.626.306
q	8,55E-5	Superv. óptimo	1.246.570
C_E	6.138	Reclutas a ppios. 1999	3.168.514
P_n	148,5	Capturas (bang-bang)	1.921.944
i	0,05	Esfuerzo sostenible	9.880
δ	0,9524	Capturas sostenibles	1.654.658

Fuente: Elaboración propia.

1.246 tm. Ello conduce al establecimiento de medidas de control menos restrictivas que en el caso anterior. En dicha situación, las trayectorias de aproximación al óptimo serán más lentas al establecer menores limitaciones sobre las capturas. Cuando dicha situación se haya alcanzado, la pesquería estaría operando en niveles más reducidos de esfuerzo que los que en la actualidad se están ejerciendo sobre el recurso.

Las capturas se habrán reducido hasta las 1.654 tm, de forma que si se mantienen las 45 embarcaciones que operan en la actualidad, el número de días de pesca de la temporada habrá pasado de los 240 actuales (es decir, su nivel máximo) a tan sólo 219 días por temporada de pesca, aunque la posibilidad más razonable será incentivar el abandono de la actividad de las embarcaciones excedentes y mantener al resto al nivel normal de actividad reduciendo la flota en 4 unidades.

Asimismo, el esfuerzo de pesca, precisamente motivado por lo anterior, habrá pasado de 11.200 días de pesca totales a 9.880. Trabajando con las actuales proyecciones de parámetros de ingresos y costes, la severa reducción a que se habrían visto sometidas las ventas brutas no tendría la misma repercusión sobre la rentabilidad de la explotación, ya que tanto en la situación actual como cuando se hubiera alcanzado el óptimo estacionario, dicha rentabilidad se mantendría estable en torno al 34%, prácticamente la misma que en la actualidad viene obteniendo la pesquería, motivado fundamentalmente por la notable reducción del número de días de

pesca por temporada, reduciéndose los costes por unidad de esfuerzo.

6. CONCLUSIONES

La presión ejercida sobre los recursos pesqueros cercanos al litoral, y por lo tanto, fácilmente accesibles, ha experimentado en los últimos diez años un constante incremento, a causa de la intensificación de una carrera competitiva entre los pescadores que se manifiesta en la constante introducción de mejoras tecnológicas, la excesiva dimensión de la flota y, como consecuencia, la sobreexplotación y progresivo agotamiento de los caladeros del litoral. Este hecho, unido a las cada vez menores posibilidades de pesca en países terceros recomienda una reorientación de los esfuerzos de nuestra política pesquera, la cual se verá avocada a regular de manera más restrictiva la actividad pesquera de litoral, denominada erróneamente en algunos casos pesca artesanal.

Los desarrollos metodológicos aplicables a la gestión de pesquerías se han centrado casi con exclusividad a las pesquerías transnacionales, olvidando en muchos casos las peculiaridades de las actividades pesqueras sobre las que todavía los gobiernos centrales y autonómicos ostentan competencias de gestión. Este trabajo ha pretendido llamar la atención sobre este último aspecto, poniendo de manifiesto que las metodologías aplicables a la gestión de pesquerías con un extenso radio de acción también pueden ser implementadas con éxito en las pesquerías de litoral, suministrando a los administradores una valiosa herramienta para la definición de objetivos de gestión en base a criterios de sostenibilidad de la actividad pesquera, manteniendo una actitud responsable con el recurso, y al mismo tiempo incorporando el elemento económico, el cual, desgraciadamente en algunos casos puede impulsar a que los pescadores se comporten de forma irracional, desempeñando el papel de auténticos disipadores de renta. La modelización bioeconómica y las impresionantes posibilidades que presentan los modernos desarrollos estadísticos e informáticos permiten mejorar el grado de conocimiento sobre todos estos aspectos.

La pesquería seleccionada como argumento central sobre el que plasmar estas ideas es simplemente un exponente de la generalizada situación de agotamiento de nuestros recursos pesqueros. En el caso concreto de la pesquería de chirla en la Región Suratlántica, el notable esfuerzo pesquero ejercido en los últimos años ha provocado el progresivo agotamiento de los stocks, hasta el punto de que el recur-

so no puede soportar el actual ritmo de extracción ejercido por las embarcaciones de draga hidráulica, cuyo censo ha pasado de las apenas siete unidades en el año 1995 a las más de cuarenta en 1997. Finalmente, resultará necesario acometer medidas que limiten la actividad con la intención de devolver la sostenibilidad a la actividad, tanto desde un punto de vista biológico como económico. Dichos controles pueden ser ciertamente severos, aunque la existencia de mecanismos más transparentes de configuración de los precios y las posibilidades de explotar especies que con anterioridad apenas se comercializaban permite que los necesarios períodos de ajuste de la actividad puedan ser compatibles con el mantenimiento de los puestos de trabajo, y en términos generales, de toda la actividad pesquera desarrollada en el litoral.

BIBLIOGRAFÍA

- BARANOV, T. I. (1918): «On the Question of the Biological Basis of Fisheries», *Nauch. Issledov. Iktiolog. Inst. Izv.*, I: pp. 81-128.
- BEDDINGTON, J. R. y MAY, R. M. (1977): «Harvesting natural populations in a randomly fluctuating environment», *Science*, 197: pp. 463-465.
- 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 págs.
- CLARK, C. W. (1976): *Mathematical bioeconomics. The optimal management of renewable resources*, New York: Wiley, 386 págs.
- CUSHING, D. H. (1971): «The Dependence of Recruitment on Parent Stock in Different Groups of Fishes», *Journal of Cons. Int. Explor. Mer.*, 33: pp. 340-362.
- CUSHING, D. H. (1973): «The Natural Regulation of Fish Populations», *Sea Fish. Res.*, pp. 399-411.
- GARCÍA DEL HOYO, J. J. (1997): «Análisis Económico de la Pesca de Cerco en la Región Suratlántica Española», *Papeles de Economía Española*, 71: pp. 231-251.
- GARCÍA DEL HOYO, J. J. (1999): *Modelización Bioeconómica de la pesca. Propuestas para una regulación de las pesquerías de cerco andaluzas*, Huelva: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva, Tesis doctoral de la Universidad Sevilla, 1995, Edición electrónica.
- GARCÍA ORDAZ, F. (1999): *Innovación tecnológica en la pesquería de chirila de la Región Suratlántica: Conflicto entre artes y consecuencias para una gestión óptima del recurso*, Huelva: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva, Tesis doctoral de la Universidad de Huelva, 1997, Edición electrónica.

- GELFAND, A. E. y Smith, A. F. M. (1990): «Sampled- Based Approaches to Calculating Marginal Densities», *Journal of the American Statistician Association*, 85: pp. 398-409.
- GEMAN, S. y GEMAN, D. (1984): «Stochastic Relaxation, Gibbs Distributions and the Bayesian Restoration of Images», *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 6: pp. 721-741.
- GORDON, H. S. (1953): «An Economic Approach to the optimum utilization of Fishery Resources», *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 10 (7): pp. 442-457.
- GORDON, H. S. (1954): «The Economic Theory of a Common- Property Resource: The Fishery», *Journal of Political Economy*, 62: pp. 124-142.
- HASTINGS, W. K. (1970): «Monte Carlo Sampling Method using Markov Chains and their Applications», *Biometrika*, 57: pp. 97-109.
- MENDELSSOHN, R. (1978): «Optimal harvesting strategies for stochastic single-species, multiage class models», *Math. Biosci.*, 41: pp. 159- 174.
- PARRISH, B. B. (1973): «Fish Stock and Recruitment», *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions*, 164: pp. 132-137.
- POPE, J. E. (1979): «A modified cohort analysis in which constant natural mortality is replaced by estimates of predation levels», *Int. Coun. Explor. Sea*.
- ROYO RODRÍGUEZ, A. (1995): «Informe sobre la Viabilidad de la Draga Hidráulica», *Informes Técnicos del CICEM Aguas del Pino*, 26 págs.
- RUSSEL, E. S. (1931): «Some Theoretical Considerations on the Overfishing Problem», *Journal du Conseil International pour l'exploration de la Mer*, 6 (1): pp. 3-20.
- 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): pp. 1-56.
- SCHAEFER, M. B. (1957): «Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of the Marine Fisheries», *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 14 (5): pp. 669-681.
- SPENCE, M. (1974): «Blue Whales and Applied Control Theory», *Technique Report, 108, Stanford University, Institute for Mathematical Studies in the Social Sciences*, 35 págs.
- SURÍS REGUEIRO, J. C. y VARELA LAFUENTE, M. M. (1997): «Pesca y Economía: una visión general», *Revista Española de Economía Agraria*, 179, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid: pp. 41-88.
- TANNER, M. A. (1991): *Tools for Statistical Inference. Methods for the Exploration of Posterior Distributions and Likelihood Functions*, Nueva York: Springer-Verlag, 156 págs.
- VARELA LAFUENTE, M. M. y SURÍS REGUEIRO, J. C. (1995), *Introducción a la Economía de los Recursos Naturales*, Madrid: Civitas, 133 págs.

RESUMEN

Un modelo bioeconómico para la pesquería de *chamelea gallina* de la Región Suratlántica española

Las pesquerías artesanales andaluzas han sufrido en los últimos años los perniciosos efectos de la sobreexplotación a la que han sido sometidas. De ellas, las de moluscos bivalvos, principalmente la de la especie denominada chirla son un fiel ejemplo de ello. En este trabajo se definen, en primer lugar, las características específicas de las pesquerías artesanales en esta región. En segundo lugar, se analizan los principales eventos que han condicionado el comportamiento de los distintos agentes involucrados en la actividad, haciendo especial hincapié en los recientes procesos de innovación tecnológica y sus consecuencias negativas en una desregulada pesquería artesanal. En tercer lugar, se define una serie específica de esfuerzo pesquero como paso previo a la fase siguiente de modelización bioeconómica, analizando los principales aspectos relacionados con la estimación de los diferentes parámetros que intervienen en el modelo propuesto, para, finalmente identificar las soluciones al problema de control óptimo de la pesquería desde diferentes enfoques metodológicos.

PALABRAS CLAVE: Pesca artesanal, moluscos bivalvos, modelización bioeconómica.

SUMMARY

Bioeconomic modelling of fishing: application to South Atlantic *chamelea gallina* fishery

Traditional Andalusian fisheries have recently experienced the harmful effects of the overfishing to which they have been subjected. Fisheries of bivalve molluscs, mainly of little-neck, are a faithful reflection of this. This paper firstly defines the specific characteristics of the traditional fisheries in this region. Secondly, an analysis is made of the main events that have conditioned the behaviour of the agents involved in the activity, stressing the recent processes of technological innovation and their negative impact on deregulated traditional fishery. Thirdly, a specific series of fishing effort measures are defined as a first step towards the subsequent phase of bioeconomic modelling, analysing the key issues related to estimating the range of parameters involved in the proposed model. Finally, the solutions to the problem of optimal fishery control are identified from different methodological viewpoints.

KEYWORDS: Traditional fishery, bivalve molluscs, economic modelling.