



Universidad
de Alcalá

COMISIÓN DE ESTUDIOS OFICIALES
DE POSGRADO Y DOCTORADO

ACTA DE EVALUACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL

Año académico 2016/17

DOCTORANDO: **GONZÁLEZ VILLALBA, JORGE DANIEL**

PROGRAMA DE DOCTORADO: **D432 ECONOMÍA Y GESTIÓN EMPRESARIAL**
DEPARTAMENTO DE: **ECONOMÍA**
TITULACIÓN DE DOCTOR EN: **DOCTOR/A POR LA UNIVERSIDAD DE ALCALÁ**

En el día de hoy 27/07/17, reunido el tribunal de evaluación nombrado por la Comisión de Estudios Oficiales de Posgrado y Doctorado de la Universidad y constituido por los miembros que suscriben la presente Acta, el aspirante defendió su Tesis Doctoral, elaborada bajo la dirección de CARLOS MARIO GÓMEZ GÓMEZ // .

Sobre el siguiente tema: *ECONOMÍA DE RECURSOS PESQUEROS: UNA ILUSTRACIÓN DE LA GESTIÓN PESQUERA EN EL CANTÁBRICO*

Finalizada la defensa y discusión de la tesis, el tribunal acordó otorgar la CALIFICACIÓN GLOBAL² de (no apto, aprobado, notable y sobresaliente): NOTABLE

Alcalá de Henares, 27 de JULIO de 2017

EL PRESIDENTE


Fdo.: Diego Arqueta

EL SECRETARIO


Fdo.: Carlos Gutiérrez

EL VOCAL


Fdo.: CARLOS MARIO GÓMEZ GÓMEZ

FIRMA DEL ALUMNO,


Fdo.: JORGE DANIEL GONZÁLEZ V.

² La calificación podrá ser "no apto" "aprobado" "notable" y "sobresaliente". El tribunal podrá otorgar la mención de "cum laude" si la calificación global es de sobresaliente y se emite en tal sentido el voto secreto positivo por unanimidad.

INCIDENCIAS / OBSERVACIONES:



Universidad
de Alcalá

ESCUELA DE DOCTORADO
Servicio de Estudios Oficiales de
Posgrado

DILIGENCIA DE DEPÓSITO DE TESIS.

Comprobado que el expediente académico de D./D^a _____
reúne los requisitos exigidos para la presentación de la Tesis, de acuerdo a la normativa vigente, y habiendo
presentado la misma en formato: soporte electrónico impreso en papel, para el depósito de la
misma, en el Servicio de Estudios Oficiales de Posgrado, con el nº de páginas: _____ se procede, con
fecha de hoy a registrar el depósito de la tesis.

Alcalá de Henares a _____ de _____ de 20 _____



Fdo. El Funcionario

D. Carlos Mario Gómez Gómez, Profesor Titular de Universidad, perteneciente al Departamento de Economía de la Universidad de Alcalá,


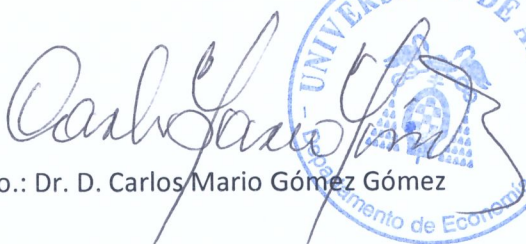
EXPONE

Que la Tesis Doctoral titulada “Economía de Recursos Pesqueros: una Ilustración de la Gestión Pesquera en el Cantábrico”, elaborada por D. Jorge Daniel González, ha sido elaborada bajo mi dirección y reúne las condiciones necesarias para el inicio de los trámites destinados a su defensa pública por parte del doctorando, por lo que

AUTORIZA

La presentación de la Tesis mencionada para su posterior tramitación.

En Alcalá de Henares, a 20 de abril de 2017.



Fdo.: Dr. D. Carlos Mario Gómez Gómez



Dr. D. Carlos Mario Gómez, Director del Departamento de Economía de la Facultad de Ciencias Económicas, Empresariales y Turismo de la Universidad de Alcalá

Hace constar:

Que el trabajo descrito en el presente documento, titulado Economía de Recursos Pesqueros: una Ilustración de la Gestión Pesquera en el Cantábrico”, ha sido realizado dentro del programa de Doctorado en Análisis Económico y reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis Doctoral y así consta en el Acta del Consejo de Departamento del 21 de Abril de 2017

Alcalá de Henares a 21 de Abril de 2017

Fdo. Carlos Mario Gómez G.



Programa de Doctorado en Economía

**ECONOMÍA DE RECURSOS PESQUEROS:
UNA ILUSTRACIÓN DE LA GESTIÓN
PESQUERA EN EL CANTÁBRICO**

Tesis Doctoral presentada por

D. Jorge Daniel González Villalba

2017



Programa de Doctorado en Economía

**ECONOMÍA DE RECURSOS PESQUEROS:
UNA ILUSTRACIÓN DE LA GESTIÓN
PESQUERA EN EL CANTÁBRICO**

Tesis Doctoral presentada por

D. Jorge Daniel González Villalba

**Director:
DR. CARLOS MARIO GÓMEZ GÓMEZ**

Alcalá de Henares, 2017

A

*Mis hijos, mis padres
y mi hermana (†)*

Por el apoyo continuo que me brindaron y por lo que vendrá

—La libertad, Sancho, es uno de los más preciosos dones que a los hombres dieron los cielos; con ella no pueden igualarse los tesoros que encierra la tierra ni el mar encubre; por la libertad así como por la honra se puede y debe aventurar la vida, y, por el contrario, el cautiverio es el mayor mal que puede venir a los hombres.

Cervantes

El ingenioso hidalgo don Quijote de la Mancha

Segunda parte, Capítulo LVIII

—La libertad ni cosa alguna puede subsistir sin orden, sin reglas, sin una unidad, concertados en el núcleo del supremo interés del Estado, de la Nación, de la República, pues aun las criaturas inanimadas nos predicán la exactitud.

Augusto Roa Bastos

Yo, el Supremo

Índice

	Página
Capítulo 1	1
Contexto general y problemas.....	1
1.1 Introducción	1
1.2 Motivación	10
1.3 Objetivos e hipótesis	12
Capítulo 2	13
Población, capturas e incertidumbre pesquera	13
2.1 Introducción	13
2.2 Series temporales y modelo estado espacio	13
2.3 Modelo de estructura por edad	17
2.4 Una aplicación del modelo de estructura por edad	19
2.4.1 Material y métodos.....	25
2.4.2 Resultados y discusión	31
2.4.3 Comentarios finales.....	39
2.5 Apéndice 1	42
2.5.1 Estado espacio para la mortalidad natural.....	42
2.6 Apéndice 2	44
2.7 Apéndice 3	48
Capítulo 3	53
Gestión económica y biológica	53
3.1 Introducción	53
3.2 Modelo básico	53
3.3 Modelo bioeconómico: un caso aplicado en el Cantábrico.....	62
3.3.1 Material y métodos.....	69
3.3.2 Resultados y discusión	72
3.3.3 Comentarios finales.....	87
3.4 Apéndice 1	89
3.4.1 Extracción bajo asignación de derechos de propiedad.....	89
3.4.2 Extracción bajo competencia o propiedad común	91
3.4.3 Tasa de imposición.....	93
3.5 Apéndice 2	94
3.6 Apéndice 3	98
3.7 Apéndice 4	100

Índice

	Página
Capítulo 4 Instrumentos de gestión pesquera y políticas para la regulación ...	105
4.1 Introducción	105
4.2 El sector pesquero en la Unión Europea	106
4.2.1 Gestión de pesca.....	109
4.2.2 Política internacional.....	111
4.2.3 Mercados y política comercial	113
4.2.4 Financiación	114
4.3 El sector pesquero en España	119
4.3.1 Competencias en el sector pesquero español	120
4.4 Instrumentos de manejo para la política pesquera	123
4.5 La pesca de la anchoa en el Cantábrico	128
4.5.1 Discusión.....	131
4.5.2 Comentarios finales.....	140
4.6 Apéndice 1	143
4.6.1 Bienes comunales.....	143
4.6.2 Soluciones de un juego mediante el equilibrio de Nash	145
4.6.3 Aplicación al problema de bienes comunales	146
Capítulo 5	147
Conclusiones	147
Capítulo 6	152
Bibliografía	152

Índice de tablas

	Página
Tabla 2.1	Número de individuos en stock, en millones 20
Tabla 2.2	Número de individuos capturados, en millones 22
Tabla 2.3	Estadísticas del peso del recurso, por edad 23
Tabla 2.4	Estadísticas de la existencia, extracción y abundancia de la anchoa para la cohorte 1987 – 2016 25
Tabla 2.5	Parámetros estimados y estadísticas de los residuos 33
Tabla 2.6	Parámetros estimados y estadísticas de los residuos 34
Tabla 2.7	Parámetros estimados y estadísticas de los residuos 37
Tabla 2.8	Número de individuos en stock por edad, en millones 44
Tabla 2.9	Número de individuos capturados, en millones 45
Tabla 2.10	Peso promedio de individuos por edad, en gramos 46
Tabla 3.1	Estadísticas descriptivas 70
Tabla 3.2	Soluciones bajo asignación de derechos de propiedad 94
Tabla 3.3	Soluciones bajo libre acceso 94
Tabla 3.4	Soluciones bajo asignación de derechos de propiedad privada con variaciones de la tasa de descuento 95
Tabla 3.5	Precio sombra de la anchoa 96
Tabla 3.6	Recaudación y tasa impositiva 96
Tabla 3.7	Variables discretas utilizadas para mejorar el ajuste 97
Tabla 3.8	Captura de anchoa en la Zona VIII, en toneladas por año 100
Tabla 3.9	Botes utilizados por España y Francia en la pesca de la anchoa, Zona VIII 101
Tabla 3.10	Cantidad de anchoa o biomasa en el Cantábrico, en toneladas por año 102
Tabla 3.11	Precio de la anchoa en puerto, en Euro por kilogramo 103
Tabla 3.12	Predicción, acuerdo y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya, en miles de t 104
Tabla 4.1	Instrumentos de manejo de política pesquera 123
Tabla 4.2	Biomasa, captura y TAC 129
Tabla 4.3	Resultados de equilibrio del modelo estado espacio 130
Tabla 4.4	Resultados de equilibrio de modelos 131
Tabla 4.5	Cantidades de extracción y beneficios económicos 133
Tabla 4.6	Producto medio y marginal de la pesquería 134

Índice de figuras

	Página
Figura 2.1	Biomasa de anchoa de las edades 1, 2, 3 y más, en millones20
Figura 2.2	Captura de anchoa de las edades 1, 2, 3 y más, en millones21
Figura 2.3	Peso promedio anual de la anchoa, por edad.....22
Figura 2.4	Acuerdo del TAC y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya ...23
Figura 2.5	Porcentaje de anchoa por edad y periodo en la Zona VIII, Mar Cantábrico.....31
Figura 2.6	Variable estado suavizada (Edad1)35
Figura 2.7	Variable estado suavizada (Edad 2)35
Figura 2.8	Variable estado suavizada (Edad3+)36
Figura 2.9	Peso promedio del recurso, por edad, en gramos47
Figura 3.1	Biomasa y extracción de anchoa, en t/año.....64
Figura 3.2	Evolución del precio de la anchoa en el Golfo de Vizcaya, en €/t.65
Figura 3.3	Evolución del precio y la extracción de la anchoa en el Cantábrico.....66
Figura 3.4	Producto promedio para España, Francia y total67
Figura 3.5	Ingresos provenientes de la pesca de la anchoa para ambos países, en €68
Figura 3.6	Acuerdo y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya, en miles de t69
Figura 4.1.	Acuerdo y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya, en miles de t136

Presentación

Esta investigación es producto del esfuerzo y la colaboración de muchas personas que estuvieron directa e indirectamente involucradas en el desarrollo de la misma, a quienes preciso agradecer. En primer lugar, a mi Director de Tesis Dr. D. Carlos Mario Gómez Gómez, que en su momento me facilitó la admisión al Programa de Doctorado en Economía de la Universidad de Alcalá, y dedicó gran parte de su tiempo en la dirección de la tesis. A la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) y la Fundación Carolina, instituciones que me financiaron la estadía y los créditos correspondientes del Programa. A los profesores del Programa de Doctorado, quienes dieron todo de sí para mi formación. A los compañeros del Programa, de quienes llevo recuerdos inolvidables. Al Decano de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción (FCA/UNA) Prof. Ing. Agr. Luis Guillermo Maldonado, al Consejo Directivo, al Ex Decano Prof. Ing. Agr. Lorenzo Meza López y a todos los profesores, compañeros de trabajo por el valioso apoyo para continuar con la investigación y la redacción de la Tesis. A mi familia y a los/as amigos/as de mi pueblo, quienes desde siempre apoyaron todas mis iniciativas y en particular este emprendimiento.

La investigación se focaliza en la gestión pesquera, y en el análisis de modelos de predicción utilizados por los centros de investigación y en consecuencias las decisiones políticas de la Unión Europea (UE), que mantienen una situación pesquera insostenible. Por tanto, el propósito de la investigación fue analizar el manejo a partir de la aplicación de modelos alternativos de predicción y demostrar que una buena especificación del modelo y la política pesquera conducen a tomar decisiones eficientes desde el punto de vista de la Administración Central, y de esta manera observar si la UE ofrece una pesca sostenible con el sistema de gestión utilizado con el total admisible de capturas (TAC) que dividen a los Estados miembros en forma de contingentes. La hipótesis que se plantea es que los métodos utilizados por la Administración Central son inadecuados para informar y para establecer objetivos sostenibles en la política pesquera. En la misma se propone [i] la aplicación del modelo de estado espacio para mejorar las valoraciones de estimación y disminuir la incertidumbre en los agentes intervinientes; [ii] la incorporación de variables

económicas para la estimación de cuotas establecidas por la UE; y [iii] con base a los puntos mencionados la implementación de instrumentos de políticas para la explotación de recursos comunes.

La investigación está organizada en capítulos. El primero, comprende una introducción general de la temática abordada, que contiene presentación del problema, motivación, objetivos e hipótesis.

El segundo capítulo, se enfoca en la aplicación de modelos de predicción (estado espacio). Tiene como objetivo, presentar formas de especificación de modelos y procesos para la predicción bajo incertidumbre de recursos pesqueros.

El tercer capítulo, se centra en la aplicación de modelos biológicos y económicos. Tiene como objetivo, probar el comportamiento de los datos con el modelo bioeconómico y compararlos con los resultados de las estimaciones de los centros de investigación y trabajos realizados en otros bancos de pesca de la UE.

Con base a los capítulos previos, el cuarto tiene como objetivo analizar la implementación de instrumentos de gestión y políticas para la regulación pesquera, y observar si la misma ofrece una pesca sostenible con el sistema de gestión a partir del TAC que adquieren los Estados Miembros de la UE.

En el quinto capítulo se presentan las conclusiones generales de la investigación.

Capítulo 1

Contexto general y problemas

1.1 Introducción

El objetivo principal de la gestión pesquera es el uso sostenible a largo plazo de los recursos marinos en armonía con el desarrollo sostenible¹, ya que se pueden agrupar en ejes biológicos, ecológicos, económicos y sociales. Los dos primeros se muestran como una restricción de los dos últimos, ya que los beneficios económicos que se obtiene a partir de un stock de recursos están limitados por su capacidad productiva (Cochrane, 2002).

El modelo de gestión de recursos pesqueros se basa en una estructura conformada por los siguientes elementos: la teoría biológica y económica, la especificación del modelo teórico, y la política de regulación. Dependiendo de la información disponible se aplican distintos modelos para evaluar el stock, especialmente los modelos globales y los estructurados por edades. Los globales, también son conocidos como modelos de biomasa dinámica. Estos modelos mantenían como base, la curva de rendimiento sostenible en función del esfuerzo desarrollado por Gordon (1954), que deriva la función de rendimiento e incorpora el componente económico. Schaefer (1954) introdujo el término de tasa de captura bajo propiedad privada y propiedad común y Scott (1955) agregó algunos lineamientos sobre los derechos de propiedad al considerar a los pescadores como inversionistas con soluciones privatizadoras. El modelo es conocido comúnmente como bioeconómico o simplemente también como Gorgon – Shchaefer.

Luego, se introdujeron variantes sobre los costes de extracción, los ingresos, la teoría de juegos cooperativos (Clark, 1973; Clark y Munro, 1980; Munro, 1982, 2004), la irreversibilidad de la inversión (Arrow y Fisher, 1974; Clark et al., 1979) y la sobrecapitalización en el manejo de recursos (Munro, 1998). Agnello y Anderson (1983) abordaron la relación de captura y esfuerzo en función a la eficiencia de artes

¹ Una revisión sobre este tema se encuentra en Gómez (1994).

de pesca, utilizando la función tipo Cobb–Douglas. Flaaten (1983) sugería que el manejo óptimo para el libre acceso debía tener una temporada de pesca más corta. Aunque, la validez y la coherencia formal de éstos temas planteados, en la práctica, contrastan con las dificultades de información a las que enfrenta su utilización.

Squires (1987) estudió que en la regulación de la pesca multiespecífica se evita la ineficiencia de la producción y costes además de reducir los niveles de extracción. El modelo bioeconómico considera principalmente la dinámica de los recursos renovables desde el punto de vista de la teoría del control (Clark, 1990; Conrad 1989, 1994; Conrad y Clark, 1991), centrándose en la existencia de un rendimiento máximo sostenible. Hilborn y Walters (1992), Prager (1994), Punt y Hilborn (1996), plantearon que la población responde globalmente a la explotación y con una baja dependencia de información. Pallarés y Suzuki (1998) y Lent et al. (1998) estudiaron la importancia de las bases socioeconómicas, las medidas de regulación, la aplicación de los instrumentos económicos y los principales problemas de aplicación en los caladeros.

El concepto de rendimiento máximo sostenible (RMS) estaba arraigado en la actividad pesquera, pero ha ido decreciendo a medida una vez comprobada la complejidad de la actividad pesquera en cuanto a los objetivos que persigue la sociedad, la dificultad de estimar el potencial productivo de las poblaciones naturales, y los problemas en la regulación del recurso (Hilborn et al., 1995). Esta técnica necesitaba contar con mucha información y la realización de varias suposiciones, además, requería de conocimientos técnicos específicos, y el uso de los resultados del modelo para el proceso de toma de decisiones (Hilborn et al., 2003).

La pesca excesiva, la transformación del hábitat como resultado de las prácticas pesqueras, la captura de especies amenazadas y otras acciones han llevado a la pesca a una crisis ecológica. La debilidad del sistema de investigación sigue siendo fragmentada y carente de conectividad creativa entre las disciplinas participantes del mismo (Phillipson y Symesb, 2013). Asimismo, la falta de eficacia observada y de conocimiento existente en la gestión pesquera ha dado lugar a una preocupación generalizada, de gobiernos, científicos, academia y otros agentes interesados, sobre los efectos negativos de la pesca en los ecosistemas marinos y exige la creación de

iniciativas y sinergias entre los participantes para construir una base sólida que aporte a las diferentes formas del conocimiento (Stange, 2016). Clark (1985) ya mencionaba que era difícil distinguir si el efecto de disminución de una población se debía a presiones de pesca o a procesos naturales. Algunos autores sostienen que las fluctuaciones en la dinámica de la población son atribuibles a los desastres naturales de los cambios ambientales. Myers et al. (1996; 1997) concluyeron que la sobreexplotación es respaldada por evidencias científicas y mucho más fuertes que otros relacionados a cambios en el ambiente. Sin embargo, Rijnsdorp et al. (2009) demostraron que hay un claro efecto del cambio climático sobre las poblaciones de peces.

El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) es la organización encargada de los estudios y asesoramiento científico para la gestión de recursos marinos de la UE en el Atlántico Norte y desde 1976 estudia la población de peces, determinando las tasas de capturas anuales conocido como TAC. La predicción es realizada a través de técnicas bayesianas, que definen sus objetivos y construyen sus modelos considerando criterios biológicos. Con esta metodología es normal observar las estimaciones de la biomasa con amplios intervalos de confianza (Quinn, 2003) y las variaciones con respecto a las recomendaciones técnicas sugeridas, por propios intereses políticos que rigen en la fijación del TAC, que en los documentos permite aumentar, éste último, para extracciones superiores a lo físicamente existente. El ICES no considera variables, como las que hacen a la eficiencia económica, por tanto, la incorporación de éstas, es necesaria para la gestión ordenada y equilibrada de los recursos pesqueros. La incorporación de variables económicas al análisis permite a la gestión de recursos pesqueros, obtener predicciones más conservadoras que las valoraciones simplemente biológicas.

La medida de stock, desde una perspectiva biológica es un punto de referencia, y refleja la combinación de los componentes de la dinámica del stock como crecimiento, reclutamiento y mortalidad, en un índice que es expresado como una tasa de mortalidad por pesca o como un nivel de biomasa. Este índice, por un lado, ayuda a la gestión del recurso para obtener el máximo de capturas a largo plazo, y por otro, evitar la

sobrepesca. Gulland (1983) distinguió la sobrepesca de crecimiento² y la de reclutamiento³ y ha observado que la sobrepesca de reclutamiento en comparación con la de crecimiento, de mantenerse constante conduce al colapso del recurso. La sobrecapitalización del sector promueve la sobreexplotación por mantenerse el esfuerzo constante, evidenciándose la poca eficiencia de los modelos de predicción aplicados por la UE, ocasionando desequilibrio en la disponibilidad del mismo causado por la escasa información, la imprecisa especificación de los modelos utilizados, la no incorporación de variables económicas y la ineficiencia en la aplicación de políticas,⁴ ya que como menciona Phillipson y Symesb (2013) es fundamental incluir nociones de integridad del ecosistema, viabilidad económica, equidad social y ordenamiento del espacio marino, para lograr una capacidad de trabajo interdisciplinario dentro de los programas y proyectos de investigación. Como sugiere Prellezo (2017) la recopilación de información reduce la incertidumbre, y en consecuencia conduce a mejores decisiones sobre conservación y explotación de las pesquerías, en donde pueden mejorar las posibilidades de pesca, disminuyendo su variabilidad.

Las dificultades técnicas y prácticas para mantener los stocks en sus niveles óptimos, así como las experiencias de stocks colapsados han llevado al desarrollo de un protocolo para la gestión de los recursos renovables que se conoce como el Planteamiento de Precaución. Este concepto se ve reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre la Ley de Mar de 1982, ratificada en 1994, que promueve mecanismos para la gestión responsable de los recursos marinos. Asimismo, el Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO de 1995, es un acuerdo no vinculante que establece temas clave generales sobre la pesca responsable, donde el Planteamiento de Precaución está presente en todos los temas. El *Acuerdo para Promover el Cumplimiento de las Medidas Internacionales de Conservación y Ordenación por los Buques Pesqueros que Pescan en Alta Mar (Acuerdo sobre el Cumplimiento)* de 1995, especifica la obligación para las partes firmantes, cuyos

² Ocurre cuando los peces son capturados antes de alcanzar la talla óptima. Este óptimo viene determinado por el equilibrio entre las pérdidas de biomasa por pesca y la mortalidad natural, y las ganancias por el crecimiento individual.

³ Ocurre cuando el recurso se extrae con mucha intensidad, y el tamaño disminuye por debajo de un nivel en el cual la capacidad para producir nuevos reclutamientos no es suficiente como para compensar las pérdidas por pesca.

⁴ Eisenack et al. (2006) ha realizado una revisión de la extracción de recursos en ausencia de regulación.

barcos que pescan en alta mar, de asegurar que éstos no violen las medidas para la gestión y conservación de las pesquerías internacionales. El *Acuerdo para la Aplicación de la Provisión de la Convención de las Naciones Unidas sobre la Ley del Mar del 10 de noviembre de 1982 respecto a la Conservación y Gestión de stocks Multinacionales y Altamente Migratorios de 1995*, fue Ratificado en 2001, y está basado en la Ley del Mar, donde establece que los Estados deben cooperar para asegurar la conservación y promover el objetivo de la utilización óptima de los recursos dentro y fuera de la Zona Económica Exclusiva (ZEE).

El Planteamiento de Precaución se relaciona principalmente con la definición de sobrepesca mediante puntos de referencia límite y objetivo, la formulación de normas de control de capturas que estipulen las acciones a tomar para prevenir la sobrepesca y la recuperación de stocks, y la incorporación de la incertidumbre al consejo científico (Serchuk et al., 1997 y Restrepo et al., 1999). Se calculan a partir de información de series temporales de la pesquería, por tanto, son específicos para cada stock y constituyen la principal referencia para la gestión de cada stock dentro del marco del Planteamiento de Precaución.

Con los fracasos del manejo tradicional de las especies objetivo, han llevado a proponer un enfoque ecosistémico de la pesca para promover la sostenibilidad, aunque, de acuerdo a Grafton et al. (2006) no es suficiente para hacer frente a este problema, teniendo en cuenta que factores como incentivos inadecuados que con frecuencia son utilizados en las pesquerías comerciales llevan a la ineficaz gobernanza, donde los caladeros son gestionados principalmente por el TAC y los controles de entrada.

Para establecer los niveles apropiados de capturas a menudo se realiza a través de la estimación de indicadores de desempeño, tales como la biomasa existente de la población o la tasa de mortalidad por pesca. Estos indicadores se comparan con puntos de referencia biológica, tales como la biomasa que se consigue con el RMS o la mortalidad por pesca. Conforme a Cochrane (2002), los cálculos de rendimiento y biomasa por recluta también se utilizan para ofrecer información sobre la condición de las poblaciones de peces, el impacto de la pesca sobre las mismas y el ajuste de la mortalidad por pesca para lograr los objetivos a través de estrategias de ordenación

apropiadas. Estudios más recientes como las de Zhang et al. (2016) y Pilling et al. (2016) revelan que la mortalidad por captura incidental juega además un papel en las interacciones tróficas y que para obtener rendimientos económicos el esfuerzo debe reducirse, siendo éste incompatible con los objetivos de empleo. Proponen la realización de estudios más amplios que incluyan las interacciones de las especies, el cambio climático, la conservación del hábitat y los factores socioeconómicos, además de establecer niveles de desempeño económico subóptimos mejorados.

De acuerdo a la FAO (1995), si la información es pobre, entonces es insuficiente la realización de una evaluación completa del caladero. Si los datos no son fiables, los resultados estadísticos son poco confiables y es difícil distinguir si el efecto de disminución de una población se debe a presiones de pesca o a procesos naturales o simplemente por ignorar errores en el proceso de colecta de datos, tal como mencionan Hefley et al. (2013). Sin embargo, cuando se dispone de datos en forma de series de tiempo a través de una cuidadosa observación sobre biomasa, capturas y esfuerzo, es posible analizar tendencias sobre la abundancia del recurso que ayudan a ajustar estrategias de ordenación para prevenir la disminución del recurso objetivo. Con datos de captura y esfuerzo, los análisis son más sofisticados, aplicados a partir de modelos dinámicos de biomasa con información sobre la estructura por talla y edad de la captura.

La cantidad del recurso de un periodo depende de la cantidad del periodo anterior, por tratarse de un ser biológico y dinámico en el espacio y en el tiempo. La sumatoria de las tasas, de extracción o captura y de mortalidad natural de un periodo, refleja el comportamiento del recurso para el siguiente periodo, lo cual puede ser observado a través de la información histórica. Por consiguiente, la aplicación del modelo estado espacio permite analizar las proyecciones resultantes y contar con una base de error mínimo para la toma de decisiones (Sullivan, 1992).

La capacidad productiva de una población explotada, que incluye crecimiento, madurez, fecundidad, mortalidad y reclutamiento, dependen de su estructura de edades con lo cual los modelos estructurados por edades representan mejor esta realidad a

costa de una información más exigente ya que es necesario conocer la estructura por edades (Cerviño, 2004).

En la práctica, el modelo estado espacio explica el funcionamiento de la tasa de mortalidad, que no son observables ni predecibles en el tiempo, por ende los resultados pueden ser utilizados para la gestión del recurso promoviendo el camino para obtener una explotación equilibrada y sostenible, de esa manera garantizar la equidad intrageneracional e intergeneracional en la disponibilidad del recurso. La modelización de series temporales permite observar el comportamiento de las mismas a través de herramientas y supuestos ad hoc, prediciendo situaciones probables de acuerdo a la observación de datos (Box y Jenkins, 1970; 1976). Sin embargo, los modelos ARIMA, y SARIMA no tienen en cuenta el error de medida y consecuentemente no puede estimar exactamente la fuerza estocástica ambiental de la dinámica de población, así como lo hace difícil deducir la densidad de la dinámica de población, debido su complicada estructura de integración (Wang y Getzb, 2007). Están los modelos con incertidumbre que permiten obtener las predicciones a partir de probabilidades bayesianas (McAllister y Kirkwood, 1998), la aplicación de Monte Carlo y Cadena de Markov (Lermusiaux, 2006), y la utilización de modelos de estado espacio (Wang, 2007).

Los estudios combinados de modelos estado espacio y bayesiano facilitan la construcción de modelos no lineales, con error no normal, los cuales son particularmente útiles para observar la dinámica de las pesquerías tal como reflejan Millar y Meyer (2000), Gimenez et al. (2007) y Patterson et al. (2008). Alós et al. (2016) aplicaron el modelo estado espacio en estudios relacionados a la biotelemetría estimando parámetros de movimientos de posiciones y el comportamiento de especies marinas. A pesar su aceptación y utilización, los modelos estado espacio pueden proveer resultados erróneos y engañosos a la hora de emitir una medición de un caladero, para que los científicos consideren como una advertencia (Auger-Méthé et al., 2016).

En este sentido, es imperante el estudio detallado y análisis exhaustivo de manera a responder a esta situación. Esto ha motivado la creación de múltiples instituciones a

nivel nacional e internacional con el objetivo alcanzar una gestión sostenible de la pesca y conseguir la recuperación de los caladeros sobreexplotados. Para ello se han implementado distintos instrumentos de manejo, entre los que se destacan el biológico y el económico. El manejo biológico de recursos pesqueros es realizado a través de estudios poblacionales para la aplicación del TAC, regulaciones del tamaño de la malla, veda, protección de las costas. Entre estas medidas, el TAC es el más conocido y aplicado en la política pesquera, como instrumento que limita la extracción de recurso.

Con relación al manejo económico, se distinguen las medidas directas e indirectas. Entre las directas sobresalen las licencias para pescar, límites de días para pescar, limitación en el número de barcos, su capacidad en volumen y motor. A este grupo de medidas también se lo conoce como total admisibles de esfuerzo (TAE) o control de factores, como instrumento que limita el esfuerzo pesquero (OCDE, 1997; Sutinen, 1999; Riera et al., 2006). Entre las medidas indirectas están, impuestos, subsidios y asignaciones de derechos de propiedad. Estas medidas desempeñan una función importante en la conciliación de la pesca y la conservación, pero ninguna de ellas proporciona una solución óptima si se emplea en forma independiente. En la actualidad, existe un amplio acuerdo a nivel legislativo internacional sobre el hecho de que el Enfoque Ecosistémico de la Pesca (EEP) es el marco adecuado y necesario para la ordenación pesquera. El EEP, proviene del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (FAO, 2009).

Los diferentes Estados Miembros de la UE ostentan los derechos de propiedad sobre sus recursos naturales y los pesqueros localizados dentro de las 200 millas marinas, denominadas ZEE. En cuanto a la regulación, los países están sometidos a las legislaciones nacionales y supranacionales, es decir, existen restricciones de ambas partes. El instrumento utilizado en la UE es la Política Pesquera Comunitaria (PPC) de 1983 y desde 1995 los barcos que realizan capturas en aguas comunitarias, lo hacen con licencia en donde se asignan permisos de pesca en los que se estipulan las condiciones de acceso, época y las especies a capturarse.

Para la aplicación de instrumentos de política pesquera, la UE elabora regularmente los denominados Programas de Orientación Plurianuales (POP) a partir de una evaluación científica de la situación en la que se encuentran las pesquerías, programas en los que se estipula la evolución prevista de la flota pesquera de cada Estado Miembro. Para administrar la reducción del esfuerzo pesquero se fija unos niveles máximos utilizando los instrumentos mencionados anteriormente. La UE, en 2007 lanzó un Plan Estratégico Nacional del Fondo Europeo de la Pesca – PENFEP donde fueron identificados pesquerías en riesgo relacionados con excesos de flota, que sobrepasan las posibilidades de explotación económica de alguno de los caladeros y en 2013, aprobó el reglamento de la PPC, como una Reforma del PPC. La política actual prevé que entre 2015 y 2020 se fijarán límites de capturas que sean sostenibles y permitan mantener las poblaciones a largo plazo. La PPC actual consta de 4 ámbitos de actividad principales que son: [i] Gestión de pesca; [ii] Política internacional; [iii] Mercados y política comercial; y [iv] Financiación.

El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) coordina y promueve investigación en materia de oceanografía, medio ambiente marino, ecosistemas y recursos marinos en la zona del Atlántico Norte y el Mediterráneo de la UE, y desde 1976 estudia la población de peces, determinando las tasas de capturas a través del TAC.

La industria pesquera y la conservación son consideradas como actividades incompatibles, no en tanto, son elementos fundamentales para el desarrollo del sector y la sostenibilidad de los recursos naturales. La pesca de captura provee alimentos para el ser humano, proporciona empleo e ingresos a los agentes insertos en ella y cumple una función social dentro de la economía. En ese sentido, el equilibrio entre la conservación y la extracción del recurso pesquero es fundamental para que los beneficios económicos y sociales continúen en el tiempo. La gestión de los recursos pesqueros debe resolver un problema de compatibilidad de incentivos para la conservación, según el cual si las decisiones individuales de las partes que compiten por la apropiación de los beneficios financieros de la explotación pesquera, no se alinean con los objetivos económicos del manejo de los caladeros de pesca como activos colectivos de carácter económico.

Liu et al. (2017) refieren que el enfoque de series de tiempo no lineal (NLTS) es un potencial para pronosticar índices de abundancia de stocks y proporciona nueva información sobre la escala espacial apropiada para el manejo de la especie. Los estudios basados en el espacio van ganando preponderancia, ya que, se combinan datos ambientales, biológicos y capturas explorando los modelos con diferentes combinaciones de manejo (Russo et al., 2014). Mohd et al. (2016) analizaron los efectos de dispersión la presencia de múltiples especies y recomiendan la utilización de modelos tanto estocásticos como determinísticos para predecir los efectos conjuntos de la dispersión, el medio ambiente y las interacciones bióticas sobre la presencia de especies cuando las poblaciones locales son grandes. Por otro lado, sugieren que el rango de resultados posibles será mejor revelado por modelos estocásticos cuando las poblaciones son pequeñas.

De acuerdo Hind (2015), el saber o conocimiento de los pescadores dentro del enfoque de la investigación pesquera facilita el trabajo de los investigadores a fin de integrar el conocimiento empírico y científico. Masséa et al. (2016) utilizaron las observaciones centinelas para mejorar la comprensión y trabajo entre pescadores y científicos. Estas observaciones facilitan informaciones biológicas sobre el progreso estacional del ciclo de vida, como el crecimiento, el momento de reclutamiento y el patrón de migración.

1.2 Motivación

El aumento de la población mundial e ingresos son elementos que ayudan a acelerar la utilización y el consumo de los recursos, especialmente, cuando se trata de un recurso natural, que, aunque sea renovable exige que la extracción no supere a la capacidad de regeneración natural. En ese sentido, es fundamental el abordaje de la economía de los recursos naturales, ya que, mediante el manejo del recurso y la aplicación de políticas públicas se pueden lograr resultados eficientes, con equidad intra e intergeneracional y tendientes al desarrollo sostenible.

La relevancia de la gestión de los recursos pesqueros es importante por el impacto económico que produce en el sector, ambiental con relación al equilibrio poblacional y sociopolítico-cultural por el consumo y la distribución de los excedentes.

Problemas en los cálculos de biomasa, predicciones y políticas públicas deficientemente diseñadas y aplicadas, condujeron a la pesca excesiva y a la disminución de las poblaciones, que han motivado el cierre de la pesca de la anchoa, objeto de análisis, en la Zona VIII, Golfo de Vizcaya, Mar Cantábrico desde 2005 hasta 2009. El banco de pesca ilustra la complejidad de la gestión de recursos pesqueros por los problemas de coordinación existentes, además las predicciones realizadas por los centros de investigación están centradas sólo en la biología, careciendo de variables de carácter social.

Las investigaciones más recientes están centradas en el espacio temporal, los desplazamientos de las especies, la alimentación y la depredación de las mismas. Asimismo, algunos autores sugieren capitalizar el saber de los actores y combinar con las variables ambientales, biológicas y capturas para la determinación de la biomasa objetivo, aunque la incertidumbre en los cálculos de la misma y la política aplicada en la UE aún son débiles, por lo que la combinación de modelos para los cálculos de predicción ayudaría a mejorar los valores del sector. Algunos autores sugieren que los ecologistas utilicen los modelos de predicción con prudencia considerando la complejidad de los caladeros y los recursos con los cuales los centros de investigación realizan sus cálculos.

La investigación se centró en la revisión de modelos teóricos, como un paso necesario para abordar el análisis empírico, y de esa manera proponer una combinación de modelos de estado espacio, biológicos y económicos, que potencien la fijación de cuotas por parte de los centros de investigación. En la actualidad, la UE en el marco de la PPC propone tener muy en cuenta al rendimiento máximo sostenible (RMS), concepto estudiado ampliamente desde el siglo pasado.

Siendo así, la investigación pretende obtener el RMS adecuado, incluyendo métodos de predicción para la biomasa más conservadoras con la utilización del Filtro de Kalman y la inclusión variables económicas por un lado, y por otro, la aplicación de políticas certeras para el logro del equilibrio económico, social y ambiental.

1.3 Objetivos e hipótesis

El objetivo de la investigación se centra en analizar la gestión pesquera a partir de la aplicación de modelos de predicción y demostrar que una buena especificación del modelo conduce a la toma de decisiones eficientes desde el punto de vista de la Administración Central. En este contexto, se analiza la explotación de los recursos pesqueros, las estimaciones alternativas a las registradas por los centros de investigación para la definición de la política de regulación. Igualmente, se establecen como objetivos específicos: [i] presentar formas de especificación de modelos y procesos para la predicción bajo incertidumbre de recursos pesqueros; [ii] probar el comportamiento de los datos con el modelo bioeconómico y compararlos con los resultados de las estimaciones de los centros de investigación y trabajos realizados en otros bancos de pesca de la UE; y [iii] analizar la implementación de instrumentos de gestión y políticas para la regulación pesquera, y si la misma ofrece una pesca sostenible con el sistema de gestión a partir del TAC que adquieren los Estados miembros de la UE.

La investigación propone [i] la aplicación del modelo de estado espacio para mejorar las valoraciones de estimación y disminuir la incertidumbre en los agentes intervinientes; [ii] la incorporación de variables económicas a la curva de RMS para la estimación de cuotas; y [iii] la sugerencia de implementación de instrumentos de política tendientes a la explotación bajo asignaciones de derechos de propiedad para recursos comunes.

La hipótesis de la investigación planteada es que los métodos utilizados por la Administración Central son inadecuados para informar y para establecer objetivos sostenibles en la política pesquera. A la incertidumbre generada a partir de las predicciones realizadas por los centros de investigación, que sobreestiman los valores superando a la regeneración natural, se adhiere la escasa eficiencia en la aplicación de políticas públicas en el momento de fijar el TAC en lugar de objetivos sostenibles por parte de los Ministros de la UE.

Capítulo 2

Población, capturas e incertidumbre pesquera

2.1 Introducción

A pesar de que existen múltiples resultados de investigación acerca del manejo de las pesquerías, este trabajo pretende mostrar un análisis con datos temporales recabados principalmente por el ICES.

El objetivo de este capítulo es presentar formas de especificación de modelos y procesos para la predicción bajo incertidumbre de recursos pesqueros que permitan tomar decisiones con relación al manejo de los mismos.

La técnica utilizada para el análisis se basa en series de tiempo de estructura por edad y la aplicación de modelos con incertidumbre como el de estado espacio por medio del filtro de Kalman de acuerdo a lo planteado por el mismo Kalman en 1960. Existen estudios combinados entre modelo estado espacio con el análisis bayesiano que facilita la construcción de modelos no lineales, con error no normal, el cual es particularmente útil para el modelo dinámico de pesquerías tal como reflejan Millar y Meyer (2000), Gimenez et al. (2007) y Patterson et al. (2008).

Auger-Méthé et al. (2016) mencionan que a pesar de su utilización y gran aceptación en la actualidad para la medición de la biomasa pesquera, el perfil de verosimilitud, la estimación de los componentes de la varianza y la contabilidad de la incertidumbre de los modelos estado espacio es compleja y pueden proveer resultados erróneos y engañosos a la hora de emitir la medición de un caladero, para que los científicos consideren como una advertencia.

2.2 Series temporales y modelo estado espacio

Box y Jenkins (1970, 1976) introdujeron metodologías para el trabajo con series temporales a partir de la identificación, diagnóstico y la estimación de modelos dinámicos utilizados ampliamente en el campo de la econometría para la predicción

de los valores mediante simulaciones con modelos preestablecidos (Grillenzoni, 1993).

Una serie de tiempo puede ser generada por un proceso estocástico y un conjunto de datos o de información puede tomarse como una realización particular del proceso estocástico subyacente, conocido como proceso estocástico estacionario.⁵ Si una serie de tiempo muestra una tendencia creciente y como cada observación es una realización de la variable aleatoria correspondiente, no se puede mantener que la esperanza matemática de la serie sea constante, sino que también crece con el tiempo. Por el contrario, si una serie de tiempo experimenta fluctuaciones, la varianza de la variable no es constante y el proceso no es estacionario de segundo orden. El ruido blanco⁶ muestra el proceso estocástico de segundo orden. De acuerdo a las características de cada variable u observación a través del tiempo se tiene modelos específicos para cada caso.

Así, se tienen modelos autorregresivos, en donde un proceso autorregresivo de orden 1, denotado por AR(1) está definido por, $y_t = \phi y_{t-1} + \delta + \varepsilon_t$, donde ϕ y δ son constantes y ε_t es ruido blanco. Si el modelo AR(1) es estacionario, entonces su esperanza y varianza son constantes en el tiempo. Un proceso es autorregresivo de orden 2, denotado por AR(2), si responde a la ley estocástica, $y_t = \phi_1 y_{t-1} + \phi_2 y_{t-2} + \varepsilon_t$, y es estacionario si $|\phi_2| < 1$, $|\phi_1| + |\phi_2| < 1$, y $|\phi_2| + |\phi_1| < 1$. Por otro lado, se encuentran los modelos de medias móviles, y se tiene un proceso de medias móviles de orden 1, denotado por MA(1) cuando su estructura es, $y_t = \delta + \varepsilon_t - \theta \varepsilon_{t-1}$, donde ε_t es ruido blanco. Asimismo, un proceso de medias móviles de orden 2, denotado por MA(2), es un proceso estocástico si sigue la ley, $y_t = \delta + \varepsilon_t - \theta_1 \varepsilon_{t-1} - \theta_2 \varepsilon_{t-2}$ (Greene, 2002; Johnston, 1989; Enders, 1996; Judge, 1996 y Judge et al., 1985).

⁵ Un proceso estocástico es estacionario cuando la media y la covarianza son constantes en el tiempo y si el valor de la covarianza entre dos periodos depende de la distancia o rezago entre los dos periodos de tiempo y no del tiempo en el cual se calcula la covarianza (Gujarati, 2004).

⁶ Se llama ruido blanco a una sucesión de variables aleatorias con esperanza cero, igual varianza e independientes en el tiempo. Por otro lado, un paseo aleatorio es un proceso estocástico cuyas primeras diferencias forman un proceso de ruido blanco.

En la práctica, se encuentran series temporales con componentes autorregresivos y de medias móviles, conocidos como modelos ARMA(p, q) donde p y q denotan, los componentes autorregresivos y de medias móviles, respectivamente. Un modelo ARMA (1, 1) se estructura de esta forma, $y_t = \delta + \phi_1 y_{t-1} + \varepsilon_t - \theta \varepsilon_{t-1}$.⁷

Además, se encuentran las series temporales que no son estacionarias y se observa cuando la serie presenta una tendencia lineal o cuadrática en el tiempo. Los procesos no estacionarios que pueden transformarse en estacionarios mediante sus diferencias de orden d se conocen como procesos estocásticos no estacionarios, homogéneos de orden d . Cuando esto ocurre la misma se transforma tomando las primeras o segundas diferencias para volverlas estacionarias (Schlicht, 2005; Enders, 1996 y Espasa, 1994).

A partir de un modelo ARMA (p, q) para una variable Y_t , siendo ésta no estacionaria, la primera diferencia de la misma conlleva a un modelo ARIMA (p, d, q).⁸ Las series temporales también presentan características estacionales cuando se observan una frecuencia inferior a la anual, especialmente cuando se tienen datos mensuales, trimestrales y cuatrimestrales (Enders, 1996).

La representación estado espacio de un sistema lineal analiza la dinámica de un vector Z_t de orden $n \times 1$ en términos de un posible vector no observado X_t de orden $m \times 1$, que es conocido como vector de estado (Snyder, 1985; Harvey, 1989, 1990; Hamilton, 1994a, 1994b; Koopman et al., 1999).⁹

Dentro del modelo estado espacio se estudian los modelos autorregresivos de series de tiempo estimados por medio del algoritmo de Kalman¹⁰ a partir de series de tiempo

⁷ El proceso es estacionario si $|\phi| < 1$, e invertible cuando $|\theta| < 1$. La esperanza del proceso ARMA (1, 1) es $E(y_t) = \delta / (1 - \phi)$ y la varianza es $\sigma_{y_t}^2 = \phi^2 \gamma_0 - 2\phi\theta E(y_{t-1}\varepsilon_{t-1}) + \sigma_\varepsilon^2 + \theta^2 \sigma_\varepsilon^2$.

⁸ El proceso ARIMA con parámetros ARIMA, se observa en detalles en Enders (1996).

⁹ Harvey et al. (1994), propone una discusión sobre modelos ante cambios en la varianza.

¹⁰ El filtro tiene su origen en Kalman (1960) donde se describe una solución recursiva para el problema del filtrado lineal de datos discretos. Harvey y Pierse (1984), Koopman et al. (1999), Andrieu y Doucet, (2002) y Solera (2003) mencionan que el filtro es un procedimiento matemático que opera por medio de un mecanismo de predicción y corrección en donde se pronostica el estado a partir de una previa estimación añadiendo un término de error de corrección al error de predicción de tal manera que sea minimizado estadísticamente. En la práctica en la observación de recursos naturales, las variables de estado no pueden ser determinadas exactamente por una medición directa, y por ende se realiza a través de procesos estocásticos que involucran algún grado de incertidumbre en la medición.

del tipo ARIMA. Igualmente, se estudian los de componentes no observables o parcialmente observables (Harvey y Pierse, 1984; Andrieu y Doucet, 2002) que se aplican a los recursos naturales, por ejemplo para estimar la tasa natural de crecimiento de una población. Además, se aplican a modelos con parámetros que cambian en el tiempo, que ayudan a analizar cambios estructurales dentro de una variable (Harvey y Pierse, 1984; Solera, 2003). Una representación lineal de la dinámica del modelo estado espacio, el vector y_t de $n \times 1$ es dado por el sistema de ecuaciones (De Jong, 1991; Hamilton, 1994a),

$$y_t = c_t + Z_t \alpha_t + \varepsilon_t \quad [1]$$

$$\alpha_{t+1} = \gamma_t + T_t \alpha_t + v_t \quad [2]$$

Donde α_t es un vector $m \times 1$ de la variable estado posiblemente no observado y c_t, Z_t, γ_t y T_t son vectores y matrices conformados, y ε_t y v_t son vectores con media cero y una distribución normal.¹¹ En este caso, el vector de estado es considerado como un vector autorregresivo que cambia en el tiempo. Por tanto, el primer sistema de ecuaciones se refiere a la ecuación de señal u observación y el segundo sistema se refiere a la ecuación de estado o transición (Harvey, 1989; De Jong, 1991; Hamilton, 1994a, 1994b; Koopman et al., 1999).¹² Los vectores de ε_t y v_t son considerados independientes, distribuido normalmente con una estructura contemporánea de varianzas igual a:

$$\Omega_t = \text{var} \begin{bmatrix} \varepsilon_t \\ v_t \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} H_t & G_t \\ G_t & Q_t \end{bmatrix} \quad [3]$$

Donde, H_t es una matriz de varianzas simétrica de $n \times n$, Q_t es una matriz de varianzas simétrica de $m \times m$, y G_t es una matriz de covarianzas de $n \times m$. Generalizando las

¹¹ En principio, la distribución normal fue estudiada por el francés Abraham de Moivre (1667–1754). Posteriormente, Carl Friedrich Gauss (1777–1855) formuló estudios más profundos, obteniendo la ecuación de la curva; de ahí que también se la conoce como la “campana de Gauss” (Altman y Bland, 1995).

¹² Cada paso de recursión del filtro de Kalman se compone de dos etapas, la primera es la predicción o la actualización en el tiempo y la segunda la corrección o la actualización de medida.

expresiones [1] al [3] permiten que el sistema de matrices y vectores $E \equiv \{C_t, \gamma_t, Z_t, T_t, H_t, Q_t, G_t\}$ dependan de las variables explicativas X_t y un parámetro no observado θ . Con la implementación del filtro de Kalman y el suavizado en un intervalo fijo, se reemplazan algunos elementos no conocidos en el sistema de matrices por sus estimaciones, bajo el supuesto que ε_t y v_t presentan una distribución normal Gaussiana en datos de probabilidades logarítmicas.

$$\log L(\theta) = -\frac{nT}{2} \log 2\pi - \frac{1}{2} \sum_t \log |\tilde{F}_t(\theta)| - \sum_t \tilde{\varepsilon}_t'(\theta) \tilde{F}_t(\theta)^{-1} \tilde{\varepsilon}_t(\theta) \quad [4]$$

El filtro de Kalman utiliza el método de mínimos cuadrados ordinarios¹³ para generar en forma recursiva un estimador del estado en el momento k , que es lineal, insesgado y de varianza mínima. El filtro está en sintonía con el teorema de Gauss – Markov¹⁴ que resuelve problemas tanto con variables observadas que varían en el tiempo, como con variables no observadas (Morrison y Pike, 1977; Hew, 1997).

De acuerdo a Sullivan (1992), la estimación del filtro de Kalman presenta una ventaja en la modelación dinámica de poblaciones estructuradas, puesto que el proceso estocástico puede ser repartido el error de observación en la formulación de la probabilidad.

2.3 Modelo de estructura por edad

La capacidad productiva de una población explotada, que incluyen variables como crecimiento, madurez, fecundidad, mortalidad y reclutamiento, dependen de su estructura de edades con lo cual los modelos estructurados por edades representan mejor esta realidad a costa de una información más exigente ya que es necesario conocer la estructura por edades de individuos y captura. Cerviño (2004), refiere que los modelos estructurados por edad son preferibles sobre los modelos globales.

¹³ Precisamente Gauss (1777 – 1855) fue el pionero en desarrollar el método de mínimos cuadrados ordinarios, en el cual incorpora un tratamiento probabilístico a los errores de observación.

¹⁴ De acuerdo a Gauss (1809) entre todos los estimadores lineales insesgados, los estimadores de mínimos cuadrados ordinarios tienen el menor error cuadrático medio y que es conocido como Teorema de Gauss – Markov.

Este modelo tiene en cuenta los influjos y eflujos para cada cohorte de la estructura de la población, aplicando los principales conceptos de tablas de vida. La incorporación de los reclutas es dinámica, permitiendo un manejo estacional del reclutamiento y su distribución (Seijo y Defeo, 1994b).

El crecimiento en el número de individuos en la población de acuerdo al modelo dinámico se definen como,

$$\frac{\partial N_j}{\partial t} = S_{j-1}(t)N_{j-1}(t) - A_j(t)N_j(t) - S_j(t)N_j(t)$$

Donde:

S_j = sobrevivencia de los organismos de clase de edad j ;

A_j = la tasa finita de mortalidad total.

La tasa de sobrevivencia es expresada como,

$$S_{j-1}(t) = 1 - [MN_{j-1}(t) + FR_{j-1}(t)]$$

Donde:

$MN(t)$ = la tasa de mortalidad natural; y

$FR(t)$ = la tasa de explotación.

Ordenando, se tiene,

$$\frac{\partial N_j}{\partial t} = S_{j-1}(t)N_{j-1}(t) - N_j(t)$$

De esta manera, el número de individuos de cada cohorte N_j , se obtiene integrando en el intervalo de $t+DT$ los individuos de la edad $j - 1$ que sobreviven y crecen dentro de la cohorte en el tiempo t , considerando las pérdidas dadas por la tasa de mortalidad

total de los individuos de la cohorte A_j , así como la tasa a la cual los organismos de la cohorte que sobreviven S_j son incorporados en la cohorte $j + 1$ en el tiempo t (Seijo y Defeo, 1994b).

Integrando la ecuación anterior, utilizando el método de Euler, se obtiene la dinámica de la estructura de la población:

$$N_j(t + Dt) = N_j(t) + \int_t^{t+Dt} [S_{j-1}(\tau)N_{j-1}(\tau) - N_j(\tau)]\partial\tau$$

$$N_j(t + Dt) = N_j(t) + DT[S_{j-1}(\tau)N_{j-1}(\tau) - N_j(\tau)]$$

Este modelo emplea la función de crecimiento de Von Bertalanffy para la estimación del peso promedio de individuos, por lo que la biomasa para cada clase de edad es,

$$B_j(t + Dt) = N_j(t + Dt)tW_j$$

De esta ecuación, se deriva la biomasa total $B(t)$ como resultado de la sumatoria de la biomasa de las clases de edad,

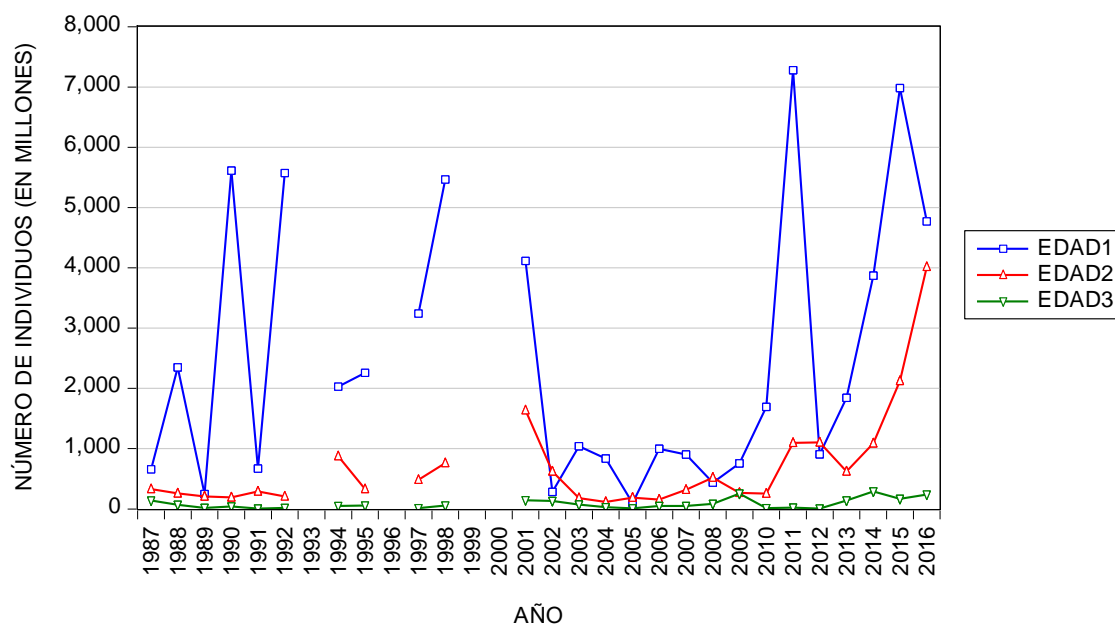
$$B(t) = \sum_j B_j(t + Dt)$$

2.4 Una aplicación del modelo de estructura por edad

Los datos históricos de la anchoa en la Zona VIII, del Mar Cantábrico, indican que la biomasa y las capturas de este recurso han presentado fluctuaciones en su abundancia y de acuerdo a la FAO (2016) este fenómeno se debe a cambios en los regímenes ambientales. La biomasa de anchoa por edad observada refleja variabilidad entre periodos y principalmente una disminución progresiva a través del tiempo, por capturas desmedidas y demás factores influyentes en la regeneración natural.

ICES (2008–2016) menciona que el stock de anchoa fluctúa debido a las variaciones de la biomasa de Edad1, causadas fundamentalmente por factores medioambientales. Además, la biomasa de esta especie desde 1987 a 2016 se mostraba variable de acuerdo a lo que se observa en la Figura 2.1.

Figura 2.1 Biomasa de anchoa de las edades 1, 2, 3 y más, en millones



Fuente: ICES (2008 – 2016)

La cantidad de individuos de la especie en el periodo en estudio fue fluctuante para las edades 1, 2 y 3+. El promedio y desviación típica que se presenta en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Número de individuos en stock, en millones

Estadística	Edad1	Edad2	Edad3+
Media	2.496,65	701,45	83,55
Desviación estándar	2.231,73	838,38	81,59
Coefficiente de variación	89,39	119,52	97,65

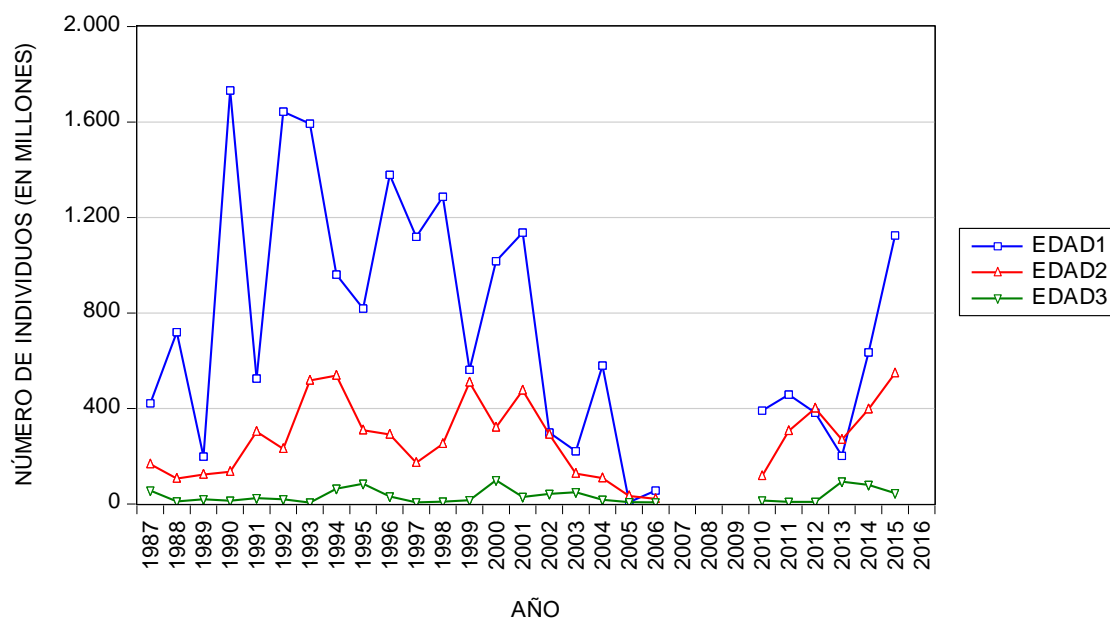
Fuente: ICES (2008 – 2016)

La biomasa de la Edad 1 en el lapso estudiado con un promedio de 2.497 millones de individuos y un coeficiente de variación de 89%, se mantuvo muy por encima de la biomasa de la Edad 2, excepto en los años 1989, 2002, 2005 y 2008. El 2005 coincidió

con el cierre de la pesca de la especie en zona VIII. La biomasa de la Edad 2, con un promedio de 701 millones y un coeficiente de variación de 120%, se mantuvo por encima de la biomasa de la Edad 3+ durante todo el periodo analizado. Por último, la biomasa de la Edad 3+ con un promedio de 84 millones y un coeficiente de variación de 98%, se mantuvo en el nivel más bajo de todas las clases de edad.

En cuanto a la extracción, también se puede observar una fluctuación en el periodo estudiado de 1987–2016, tal como se presenta en la Figura 2.2.

Figura 2.2 Captura de anchoa de las edades 1, 2, 3 y más, en millones



Fuente: ICES (2008 – 2016)

La captura de la Edad 1, con promedio de 749 millones y un coeficiente de variación de 68% es la clase más extraída que las demás, excepto en los años 1999, 2002, 2005, 2012 y 2013 como puede visualizarse en la Figura 3.2. La captura de la Edad 2, con promedio de 272 millones y un coeficiente de variación de 58% es la segunda en orden de importancia en extracción. Y, la captura de la Edad 3+, con promedio de 33 millones y un coeficiente de variación de 89% es la tercera en orden.

Tabla 2.2 Número de individuos capturados, en millones

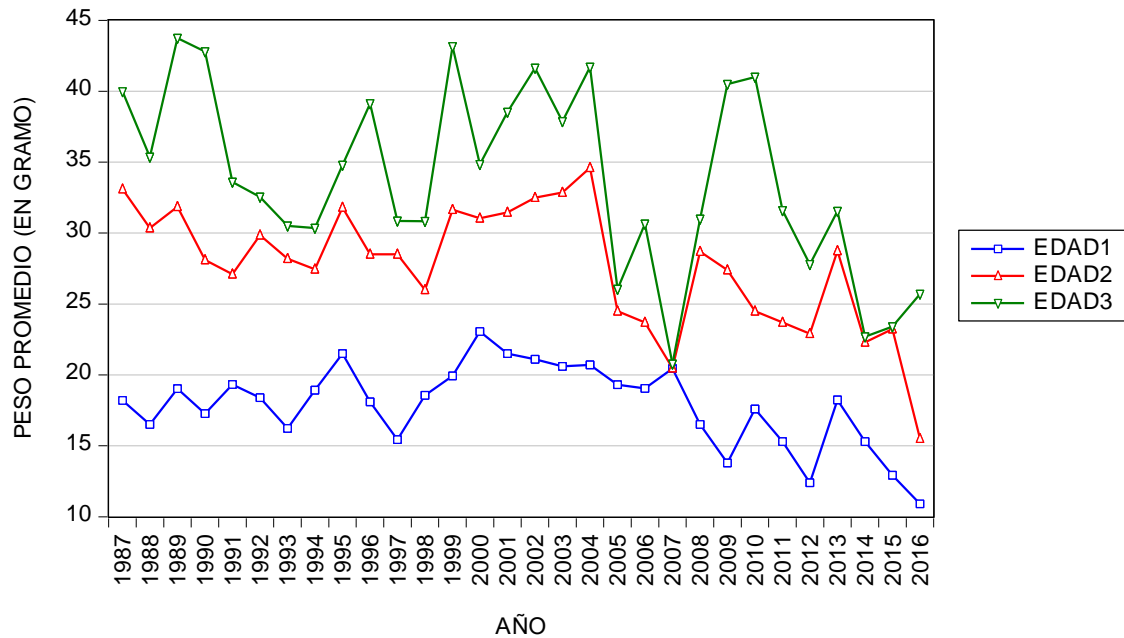
Estadística	Edad1	Edad2	Edad3+
Media	748,54	271,62	33,01
Desviación estándar	506,37	158,31	29,37
Coefficiente de variación	67,65	58,28	88,97

Fuente: ICES (2008 – 2016)

Relacionando la biomasa con la extracción por clase de edad, se observa que la extracción es más estable que la biomasa para las edades 1 y 2. Sin embargo, la biomasa para la Edad 3+ es más estable que la extracción, indicando que a pesar de la variabilidad en el nivel de stock, se fijaba una cuota más estable para la extracción.

Otra variable de interés en el modelo, es el peso de cada individuo y tal como puede observarse en la Figura 2.3 el de mayor peso es de la Edad 3+, seguido por la Edad 2 y la Edad 1

Figura 2.3 Peso promedio anual de la anchoa, por edad



Fuente: ICES (2008 – 2016)

En cuanto al peso de cada individuo en el periodo analizado, se observa que la Edad 3+ presenta mayor variabilidad con respecto a las edades 1 y 2, tal como puede observarse en la Tabla 2.3.¹⁵

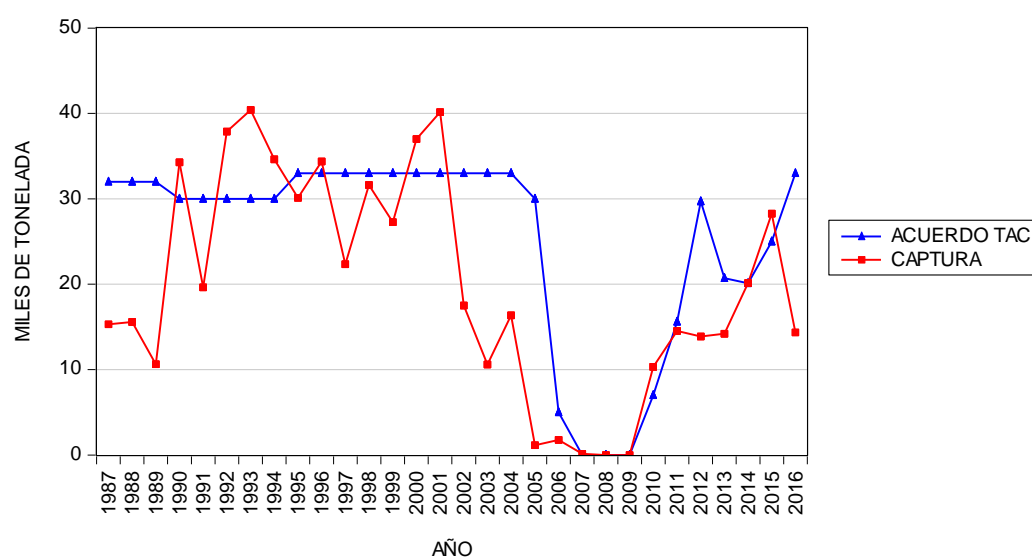
Tabla 2.3 Estadísticas del peso del recurso, por edad

Estadística	Edad1	Edad2	Edad3+
Promedio	17,87	27,68	33,83
Desviación estándar	2,90	4,34	6,51
Coefficiente de variación	16,23	15,68	19,24
Promedio ponderado	16,70	24,27	32,36

Fuente: ICES (2008 – 2016)

Los resultados de predicción de la gestión pesquera de la anchoa en el Cantábrico, fueron escasamente exitosos, ya que el acuerdo del TAC fijado para las capturas en la zona, siempre se mantuvo por encima de la predicción realizada y de acuerdo a los datos del ICES, las capturas incluso superaron el acuerdo del TAC fijado, afectando a la población en los últimos años del periodo estudiado. Esto puede observarse en la Figura 2.4.

Figura 2.4 Acuerdo del TAC y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya



Fuente: ICES (2008)

¹⁵ Ver Figura 2.9, en 2.6 Apéndice 2.

En la práctica se presentan problemas de sobreestimación de variables que es reflejada a partir de especificación del modelo con las técnicas utilizadas. Este resultado, conlleva a la sobreexplotación de los caladeros de pesca acompañado de una disminución del stock del recurso. Sin embargo, la capacidad para mejorar esas valoraciones sigue su curso y requiere mayor esfuerzo e interés para desarrollar modelos alternativos compatibles que minimicen los problemas de especificación. Por tanto, se pretende evaluar alternativas y demostrar que una buena forma de especificar el modelo es considerar el número de individuos de biomasa, de captura y de muerte natural, todas éstas por edad y por año.

Esta debilidad en la predicción proviene de incertidumbres de medida, proceso y modelo, generada por la propia escasez de información de la actividad, aunque en mayor medida los mismos centros de investigación se encargan de recabar los datos. La ineficiencia presentada en la gestión pesquera creada por la incertidumbre, revela que a pesar de los estudios realizados, existe aún un largo trabajo en la investigación pesquera, para alcanzar la especificación adecuada y de esa manera lograr las aproximaciones verdaderamente viables desde el punto de vista biológico y económico.

A partir de variables observadas –biomasa y extracción– y no observadas –mortalidad natural–, se obtuvo estimaciones que permiten valorar y tomar decisiones con relación al manejo del recurso.

Para construir el modelo se recurrió a la base de datos del ICES (2007 al 2016) en cuanto a la biomasa y las capturas realizadas por parte de España y Francia. Básicamente, el estudio se apoyó en las estadísticas de las variables mencionadas, en el periodo comprendido de 1987 a 2016. La utilización de la cohorte de este periodo de tiempo y las predicciones estimadas permitieron realizar discusiones con relación a los resultados de investigación del propio ICES y otros resultados observados en la UE. De esa manera, el modelo presentado puede ser tomado como una alternativa metodológica para las predicciones de recursos naturales renovables.

2.4.1 Material y métodos

Los datos de biomasa del recurso, captura, peso e índice de abundancia provienen principalmente, de la revisión de información de fuentes secundarias. Esta información corresponde a la cantidad de peces por edad en existencia, cantidad de peces por edad extraído e índice de abundancia por edad. Estos datos forman parte de las investigaciones realizadas por ICES (2007) en la Zona VIII, Mar Cantábrico para el periodo comprendido entre 1987 y 2006. En este banco de pesca, comparten la extracción pescadores de España y Francia.

Con relación a la biomasa del recurso se consideró la cantidad existente en la Zona VIII, en número de individuos por edad y año, de acuerdo a los resultados de investigación del ICES.¹⁶ Con respecto a la captura, se contó en primer lugar, con la extracción registrada por pescadores de España y Francia, en número de individuos por edad y año. Con relación al peso del recurso, se consideró el peso promedio por edad en gramos por año. Con respecto al índice de abundancia, se utilizó el porcentaje de cada edad con respecto al total de cada periodo.

Tabla 2.4 Estadísticas de la existencia, extracción y abundancia de la anchoa para la cohorte 1987 – 2016

Variable	Tipo	Unidad	Media	Desviación típica	Coefficiente de Variación en %
Biomasa	Edad1	Número ¹	2.497	2.232	89
	Edad2	Número ¹	701	838	120
	Edad3+	Número ¹	84	82	98
	Total	Número ¹	3.282	2.765	84
Captura	Edad1	Número ¹	749	506	68
	Edad2	Número ¹	272	158	58
	Edad3+	Número ¹	33	29	89
	Total	Número ¹	1.053	586	56
Índice de abundancia	Edad1	Porcentaje	70	19	27
	Edad2	Porcentaje	26	17	68
	Edad3+	Porcentaje	4	5	117

Fuente: ICES (2007); Nota: ¹ En miles de peces

¹⁶ Según ICES (2007), los métodos de cuantificación de la biomasa son la de producción diaria de huevos y la acústica. Para este trabajo de investigación se consideraron los datos provenientes de la producción diaria de huevos. Para la biomasa en el año 1993, se utilizó el promedio de los datos de 1992 y 1994.

En la Tabla 3.4, se observa el resumen de la estadística descriptiva con relación a las existencias, la extracción y el índice de abundancia de anchoas de Edad 1, Edad 2, Edad 3+, para la cohorte de 1987 – 2016.

Si $f(t)$ es el número de individuos de una población en el instante t , la razón $f'(t)/f(t)$ es la tasa proporcional o relativa de crecimiento de existencias en el instante t , que por lo general es constante (Schaefer, 1954, 1957; Gordon, 1954 y Clark, 1990).¹⁷ Ahora, si $f(t)$ es el número de anchoas de la Zona VIII, entonces,

$$f'(t) = Ae^{rt} = rf(t) \quad [1]$$

Con A constante,¹⁸ esto crece hasta cierto punto, puesto que no puede crecer por encima de una cantidad K conocida como capacidad de carga de la población y por tanto,

$$f'(t) = rf(t) \left[1 - \frac{f(t)}{K} \right] \quad [2]$$

Si se satisface la ecuación anterior, entonces, $f(t) = K/1 + Ae^{-rt}$ y si hay N_0 individuos en el instante $t = 0$, entonces $f(0) = N_0$ y $N_0 = K/(1 + A)$, luego $A = (K - N_0)/N_0$. Si $N_0 < K$, $A > 0$. Se deduce entonces que $f(t)$ es estrictamente creciente, $f(t) \rightarrow K$ cuando $t \rightarrow \infty$, suponiendo que $r > 0$.

A partir de [1] se tiene $f'(t)/f(t) = -r$, donde $f(t)$ es el número de peces en el instante t y r es la tasa de mortalidad y tomando como base, el número de individuos de una determinada edad, la función exponencial o logística planteada al inicio, con r constante, queda entonces,

$$f_{\alpha t} = f_{\alpha-1, t-1} e^{-r_{\alpha-1, t-1}} \quad [3]$$

¹⁷ Sydsaeter y Hammond (1996) presentan una breve descripción acerca del crecimiento de los recursos naturales renovables.

¹⁸ De acuerdo a Sydsaeter y Hammond (1996), si no hay inmigración ni emigración, la tasa de crecimiento per cápita es la diferencia entre la tasa per cápita de natalidad y la tasa per cápita de mortalidad, en donde las mismas dependen de variables como disponibilidad de alimentos, distribución de las edades, espacio disponible, predadores, enfermedades y parásitos entre otras.

Donde $f_{\alpha t}$ es el número de individuos de una edad determinada en el instante t y $r_{\alpha t}$ es la tasa de mortalidad de esa edad en el mismo periodo. De acuerdo a los datos, la cohorte correspondiente a la biomasa pesquera presentó variabilidad¹⁹ y con el fin de estabilizar la misma se procedió a la transformación logarítmica (Harvey y Pierse, 1984).

Para calcular la tasa de mortalidad de la anchoa por periodo se utilizó el índice de abundancia en porcentaje con respecto al total por cada periodo de la cohorte. Además, se utilizó el modelo presentado por Gudmundsson (1994, 2004).²⁰ En este modelo, la biomasa por periodo, es representada por el logaritmo de $f_{\alpha t}$, la extracción por e_{α} que varía con la edad, en donde la variación de la existencia se observa a través del parámetro ψ_{α} .

Entonces, formalizando a través de una expresión matemática, se tiene,

$$p_{\alpha t} = e_{\alpha} + \psi_{\alpha} f_{\alpha t} + \varepsilon_{\alpha t} \quad [4]$$

Donde, $p_{\alpha t}$ es el porcentaje sobre el total de peces de edad α en el periodo t . Las variaciones irregulares en la extracción no se distinguen de la medida de error, por lo que se incluye en los residuos $\varepsilon_{\alpha t}$, con una distribución normal, serialmente incorrelacionada, con media cero y varianza $\sigma_{\varepsilon\alpha}^2$. Los individuos jóvenes hasta la Edad1, corresponde a “A”, donde la cantidad estimada se obtiene a través del análisis de captura por edad. La mortalidad natural de la anchoa, entonces depende de la cantidad de recurso, una separación sistemática y la variación aleatoria, entonces,

$$r_{\alpha t} = \vartheta_{\alpha} + \xi_{\alpha t} \quad [5]$$

Donde ϑ_{α} es una constante que depende de la tasa de mortalidad y de la edad y $\xi_{\alpha t}$ con una distribución normal, serialmente incorrelacionada, con media cero y varianza $\sigma_{\xi\alpha}^2$.

¹⁹ Esto se observa con los valores de la desviación típica y el coeficiente de variación presentados en la Tabla 2.1.

²⁰ Este modelo se refiere al análisis de captura por edad a partir de un índice de abundancia.

A partir de las expresiones [1] al [5] se obtiene,

$$f_{At|A-\alpha} = f_{\alpha t} - \sum_{i=0}^{A-1-\alpha} (\vartheta_{\alpha|i} + \xi_{\alpha|it|i}) \text{ con } \alpha < A \quad [6]$$

Partiendo ahora que f_{α} es conocido en el año t y el valor esperado en logaritmo de la cohorte alcanza la edad A por $r_{\alpha t}$ cuando,

$$r_{\alpha t} = E\{f_{At|A-\alpha}|f_{\alpha t}\} = f_{\alpha t} + \sum_{i=0}^{A-1-\alpha} \vartheta_{\alpha|i} \text{ con } \alpha < A \wedge r_{\alpha t} = f_{\alpha t} \quad [7]$$

Con esta igualdad, se estructura la expresión formada a partir de la ecuación anterior y la ecuación que indica el logaritmo de la cantidad sobre el total de una edad determinada,

$$p_{\alpha t} = e_{\alpha} + \psi_{\alpha} \sum_{i=0}^{A-1-\alpha} \vartheta_{\alpha|i} + \psi_{\alpha} f_{\alpha t} + \varepsilon_{\alpha t} \quad [8]$$

Si no se cuenta con información sobre la cantidad de extracción y de mortalidad por cada edad no se pueden separar los efectos de los datos observados, por lo que se presenta a través de la siguiente expresión,

$$p_{\alpha t} = E_{\alpha} + \psi_{\alpha} f_{\alpha t} + \varepsilon_{\alpha t} \quad [9]$$

Donde, E_t es una constante que incluye el efecto de todas las edades dependiendo de la extracción y la mortalidad. Partiendo de ahí, y trabajando con A , la cantidad total existente en un periodo determinado puede estimarse a través la siguiente expresión,

$$\hat{f}_{At} = f_{At} + \varepsilon_{ft} = r_{At} + \varepsilon_{ft} \quad [10]$$

El término de error ε_{ft} , está distribuida normalmente, independiente de $\varepsilon_{\alpha t}$ y serialmente incorrelacionada. La variable no observada $r_{\alpha t}$ es la variable de estado y el verdadero valor está conformado por la relación,

$$r_{\alpha t} = r_{\alpha-1,t-1} + \delta_{\alpha t} \quad [11]$$

En donde el residuo $\delta_{\alpha t} = \xi_{\alpha-1,t-1}$ y muestra la diferencia de $r_{\alpha t}$ entre $r_{\alpha-1,t-1}$, que consiste en un componente irregular en la mortalidad natural de la edad $\alpha - 1$ durante el año $t - 1$. La variable estado $r_{\alpha t}$ de la serie no observada se estima a partir del porcentaje de anchoa de una determinada edad en un periodo dado y la estimación de la captura por edad correspondiente a la edad A , por medio del filtro de Kalman. Este algoritmo procede de los valores iniciales prediciendo la variable estado $r_{\alpha t}$ en el siguiente periodo por su modelo con el valor esperado cero, insertado en los residuos $\delta_{\alpha t}$. El valor estimado de $r_{\alpha t}$ es utilizado como predictor del porcentaje observado \hat{f}_{At} en cada periodo y acorde al modelo planteado, calculando de esa manera el error de predicción del error, en donde los mismos contienen información sobre la estimación de la variable estado, empleada en la predicción.²¹

La función del filtro de Kalman, es determinar la actualización apropiada de la variable de estado, de acuerdo con los errores de predicción de las dimensiones y para calcular la matriz de covarianza de la estimación actualizada. Para la aplicación del filtro de Kalman es necesario contar con el valor inicial de la variable estado en edades de 1 hasta $A-1$ años en el año antes de la primera observación. Todos los parámetros de las expresiones del [9] al [13] deben ser conocidos, incluyendo todas las especificaciones de la matriz de covarianza de $\delta_{\alpha t}$ y $\varepsilon_{\alpha t}$.

En realidad esos parámetros no son conocidos, pero pueden ser estimados a través de la función de probabilidad de la predicción de errores, para encontrar los parámetros por el cual el filtro de Kalman produce la primera predicción de $p_{\alpha t}$ y \hat{f}_{At} , y la esviación típica se aproxima a los parámetros estimados obtenida a través de la matriz Hessiana.²² La matriz de covarianza estimada de la variable estado no incluye incertidumbre en el parámetro estimado y tiende subestimar la incertidumbre actual, pero no por un orden de magnitud.

²¹ Una sobrepredicción de $p_{\alpha t}$ indica que $r_{\alpha t}$ es grande y debe ser ajustado, pero el elemento aleatorio representado por $\varepsilon_{\alpha t}$ también contribuye a la predicción del error de $p_{\alpha t}$. Si la varianza de $\varepsilon_{\alpha t}$ es grande, comparada con la incertidumbre de la variable de estado, el ajuste debe ser menor (Gudmundsson, 1994, 2004).

²² La matriz Hessiana de una función f de n variable, es la matriz cuadrada de $n \times n$, de las segundas derivadas parciales. El Hessiano, conocido también como discriminante o matriz Hessiana, fue introducido en el año de 1844 por Hesse y luego Carl Gustav Jacob Jacobi (1804–1851) introdujo “los jacobianos” (Sydsaeter y Hammond, 1996).

La estimación directa de la cantidad de anchoa es obtenida por el análisis de serie de tiempo de los datos de captura por edad. La primera estimación de la cantidad de anchoa a ser capturada por edad se obtiene a partir de un análisis conjunto de esos datos y el porcentaje estudiado.²³

Por tanto, especificando la incertidumbre la correlación entre ε_{ft} del análisis conjunto y los residuos ε_{at} de la expresión [4] se neutraliza. La estimación de serie de tiempo de \hat{f}_{At} de datos de captura por edad también provee estimación de la desviación típica de la misma, pero, la estimación no es exacta y depende del método utilizado para estabilizar la varianza. La estimación del stock y la tasa de mortalidad en el último año son menos exactas que en el año anterior, pero el rezago ayuda a valorar en forma más aproximada.

Con respecto a las existencias de anchoas, se utilizó la cohorte de anchoas de Edad1, Edad2 y Edad3+ observadas en cada periodo (ICES, 2007 - 2016) y la estimación de modelos estado espacio a partir de cada serie. Se tuvo en cuenta las existencias y las extracciones de una edad en particular, de un periodo anterior dado y las disponibilidades de las mismas para el siguiente periodo, considerando que la diferencia del periodo anterior está disponible para el siguiente, igual que la expresión [8]. Para esto se consideró estimaciones separadas, tanto para el stock como para la extracción.

En otros términos, si $x_{1,t-1}$, $x_{2,t-1}$ y $x_{n,t-1}$ son las existencias del recurso de Edad1, Edad2 y Edad n + en el periodo anterior, y $h_{1,t-1}$, $h_{2,t-1}$ y $h_{n,t-1}$ las extracciones para el mismo periodo, entonces, para el siguiente periodo la biomasa de Edad1, estará formada por la diferencia entre $x_{1,t}$ y $h_{1,t}$, la biomasa de Edad2 por la diferencia entre $x_{1,t-1}$ y $h_{1,t-1}$ menos $x_{2,t}$, y la biomasa de la Edad n +, por la diferencia entre $x_{2,t-1}$ y $h_{2,t-1}$ más la diferencia entre $x_{n,t-1}$ y $h_{n,t-1}$, menos $h_{n,t}$. Formalizando en una expresión matemática, por ejemplo para la Edad1, se tiene que la biomasa correspondiente a la misma es,

²³ Beare et al. (2005) investigaron las diferencias existentes entre las estimaciones realizadas y los datos proveídos por la pesca comercial. Ellos utilizaron básicamente el análisis de series de tiempo y de captura por edad. Asimismo, mencionan que esta diferencia se refiera principalmente a la tecnología y a la habilidad general de la pesca entre los buques oceanográficos en relación a las flotas comerciales.

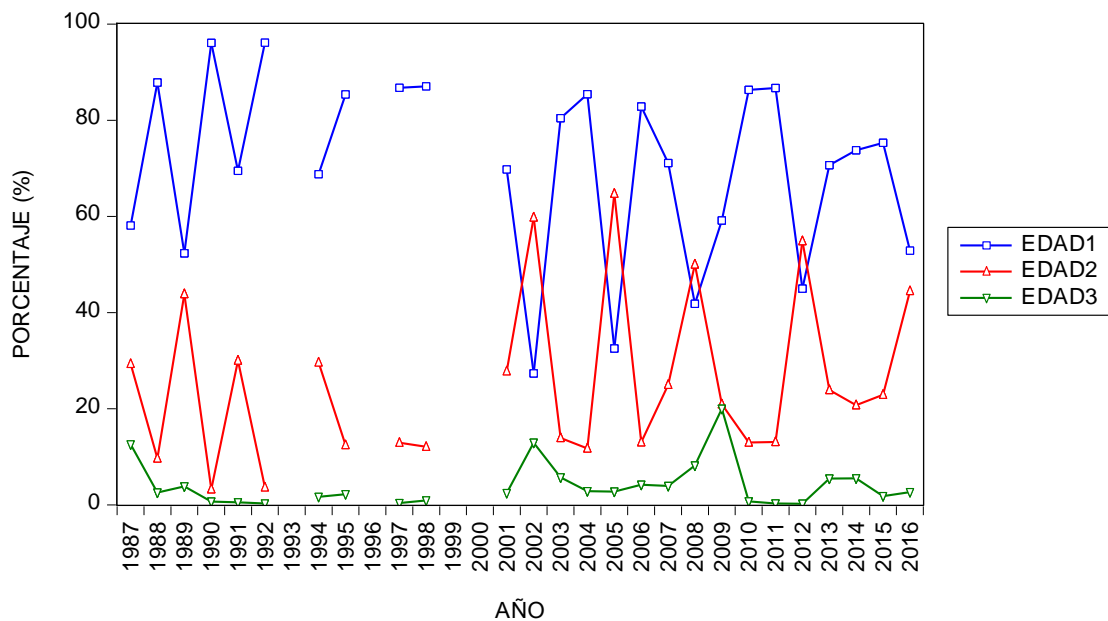
$$X_{1,t} = X_{0,t} + X_{1,t-1} - h_{1,t} \quad [12]$$

Donde, es la cantidad de anchoa de la Edad1 en el periodo t, $X_{0,t}$ es el crecimiento natural o la nueva existencia de recurso en el periodo t, $X_{1,t-1}$ es la diferencia entre el stock y la extracción del periodo anterior, y $h_{1,t}$ es la cantidad extraída en ese periodo. En otros términos, es la ecuación de crecimiento con intervención presentada en Clark (1990). En la segunda, la serie se construye simplemente con la cohorte del recurso de Edad1, Edad2 y Edadn+ observadas en cada periodo.

2.4.2 Resultados y discusión

A partir de la información sobre la cantidad de anchoa por edad y periodo se construyó una matriz, en donde se representa el índice de anchoa por edad para el periodo 1987 – 2006. El porcentaje de anchoa de Edad1 fue mayor que las demás edades, excepto en los años 2002 y 2005 en que la porcentaje de anchoa de Edad1 fue menor que la de Edad2 (Figura 2.5).

Figura 2.5 Porcentaje de anchoa por edad y periodo en la Zona VIII, Mar Cantábrico



Fuente: ICES WGMHSA Report (2008 – 2016)

Por otro lado, con relación al modelo estado – espacio se construyó la serie de tiempo con los datos del índice de abundancia, extracción y existencia por edades, a partir de las expresiones del [9] al [11].

La expresión estado – espacio para las tres edades quedó planteada con la siguiente forma funcional, $lnp_{at} = \beta_t lnex_{at} + \psi_t lned_{at} + \varepsilon_{at}$.

Donde, lnp_{at} es el logaritmo natural del porcentaje de la anchoa de edad α del año t , $lnex_{at}$ es el logaritmo natural de la extracción de la anchoa de edad α del año t , $lned_{at}$ es el logaritmo natural del stock de edad α del año t y ε_{at} es el componente del error de edad α del año t . En la misma expresión, el parámetro α corresponde a la tasa natural de mortalidad, que es a la vez la variable no observada, que el filtro de Kalman captura a través de la estimación de máxima verosimilitud.

Los parámetros desconocidos no pueden medirse directamente y se asume que la tasa de mortalidad de la anchoa depende de la cantidad de especímenes y de otras variables como la disponibilidad de alimentos, las condiciones ambientales y los predadores naturales. Para el cálculo de la mortalidad natural, se utilizó la información temporal correspondiente a las variables citadas.

La predicción para el porcentaje de mortalidad natural por edades 1, 2 y 3+ se ajustó a un modelo AR(1).²⁴ El parámetro que representa a la mortalidad natural (variable estado en el modelo), para la Edad1 fue de 1,615875 para la Edad2 de -0,096933 y para la Edad3+ de -3,438806. Estos parámetros transformados representan 5,03%, 0,90% y 0,03% respectivamente.

Esto indica que la mortalidad natural es superior para los individuos más jóvenes, Edad1 y Edad2 con relación a la Edad3+. Asimismo, los valores estimados para la mortalidad natural bajo este modelo son diferentes a lo encontrado por Ibaibarriaga et al. (2008), ICES (2008) e ICES (2012) que van de una tasa de 1 a 1,5%.²⁵

²⁴ Ver Salidas 1, 2 y 3, en 2.7 Apéndice 3.

²⁵ Por ejemplo, la estimación de la tasa de mortalidad para especímenes de bacalao de Edad1 es de 0,04 Gudmundsson (2004). Por su parte, Prouzet et al (1999) menciona que este parámetro varía de 0,5 a 3 y por otro lado, el ICES (2007) en sus estudios utiliza una constante de 1,2 por edad y periodo.

Tabla 2.5 Parámetros estimados y estadísticas de los residuos

Parámetro	Edad1	Edad2	Edad3+
r_t	1,615875 (4,203455)	-0,096933 (-0,137696)	-3,438806 (-3,756226)
δ_t	-2,600431 (-7,542968)	-0,832276 (-1,952032)	-0,843930 (-2,475638)

Nota: δ_t = Varianza de la regresión de la mortalidad natural; r_t = Variable no observada. Los valores entre paréntesis corresponden al estadístico “Z”.

La mortalidad y la migración son puntos a tener en cuenta en la investigación dentro de la pesquería y existen factores que influyen en la supervivencia, distribución espacial y temporal de una población y que pueden ser útiles para recuperar poblaciones de peces amenazadas tal como menciona Newman (1998). En el caso de especies comerciales, el conocimiento de abundancia por el área y tiempo permite un manejo más preciso en el control sobre la extracción del recurso.

De acuerdo a la Figura 2.4, en el periodo de estudio, se establecía un TAC en el rango de 30 a 33 t, independientemente del estado de la situación de la biomasa. De acuerdo al ICES (2008 – 2016) los acontecimientos como la clausura de la pesquería de 2005 a 2009 han llevado hacia un régimen de seguimiento donde las predicciones para establecer el TAC se realizan con observaciones de un año, que va de Julio a Junio del año siguiente.

La biomasa de anchoa de acuerdo al estudio acústico para el año 2016 se ha estimado en 89.727t. Por otro lado, a través del Modelo Bayesiano basado en Biomasa (BBM)²⁶, la estimación fue de 190.784t (considerando todas las observaciones, 1987 a 2015) y de 120.934t (considerando las observaciones de los últimos seis años, 2010 a 2015), ambas con un nivel de confianza del 95%. El número total de individuos se estimó en 9.022 millones de peces. Se observó además, que la población estaba compuesta por 53% de 1 año de Edad, el 44% de 2 años de Edad y el 3% de Edad 3+ (ICES, 2016).

²⁶ Modelo Bayesiano de Biomasa (BBM o SSM, por sus siglas en inglés).

Tomando como base la expresión [9], se utilizó el modelo estado espacio que permitió estimar los parámetros considerados para la predicción de la biomasa de las tres edades, tal como se presenta en la siguiente tabla.²⁷

Tabla 2.6 Parámetros estimados y estadísticas de los residuos

Parámetro	Edad1	Edad2	Edad3+
ψ_t	8,305896 (5,620564)	8,262192 (12,68614)	5,230814 (3,893249)
ξ_t	0,781067 (2,338854)	-0,857640 (-2,581851)	0,590645 (2,273642)

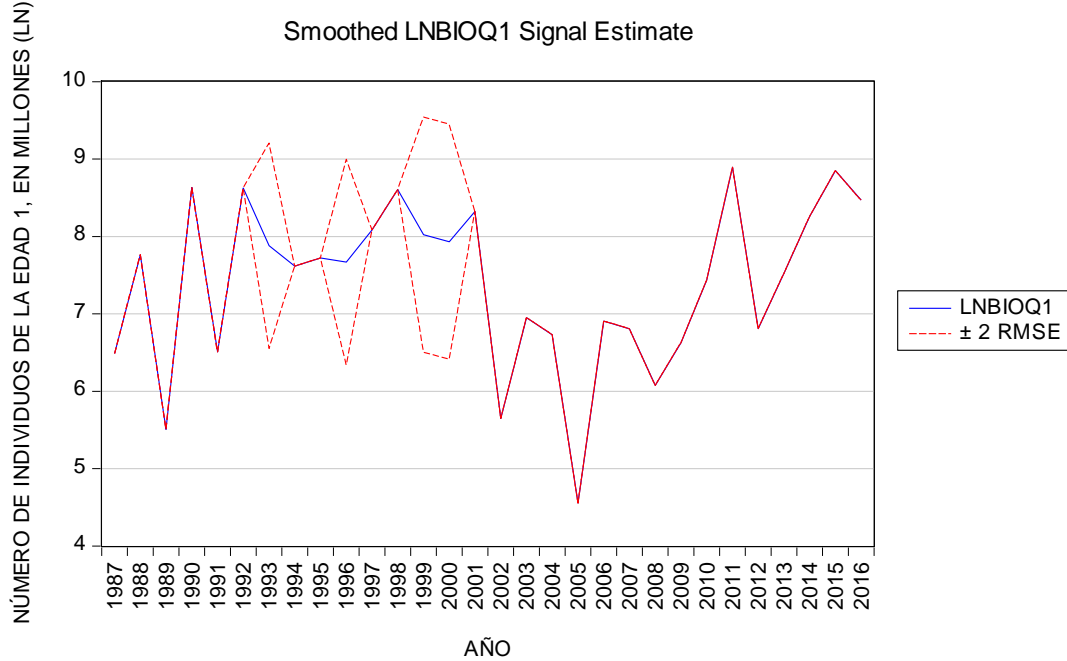
Nota: los valores de ψ_t y ξ_t son los parámetros estimados en las salidas.

Los parámetros se mostraron significativos al 5%, para todas las edades. De acuerdo a la Tabla 3.3, el peso ponderado promedio de peces de la cohorte 1987 – 2016, fue 16,70 g para la Edad1, 24,27 g para la Edad2 y 32,36 g para la Edad3+.

De acuerdo a la Figura 2.6, la variable de estado suavizada, la predicción de la biomasa de Edad1 para el siguiente periodo (año 2017) decrece. Esta disminución es influenciada por la información del periodo anterior, además de la tendencia de la población a través del tiempo. La transformación correspondiente a la variable predicha estimada fue de 4.047,66 millones de individuos es para la Edad1. Esta cantidad de individuos equivalen a 67.596t.

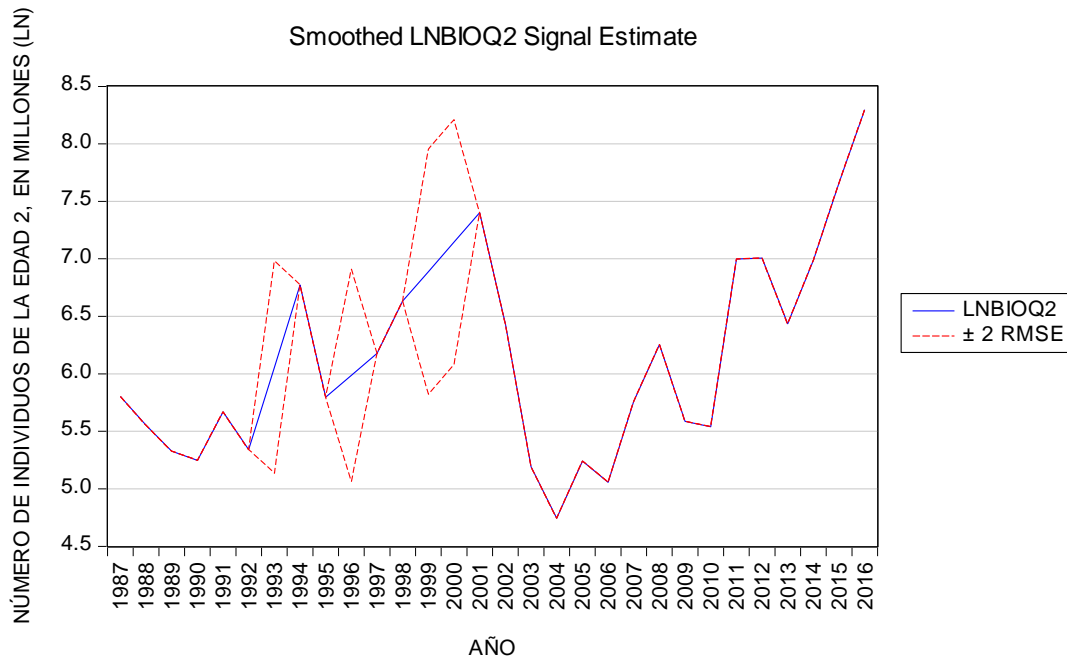
²⁷ Ver Salidas 4, 5 y 6, en 2.7 Apéndice 3.

Figura 2.6 Variable estado suavizada (Edad1)



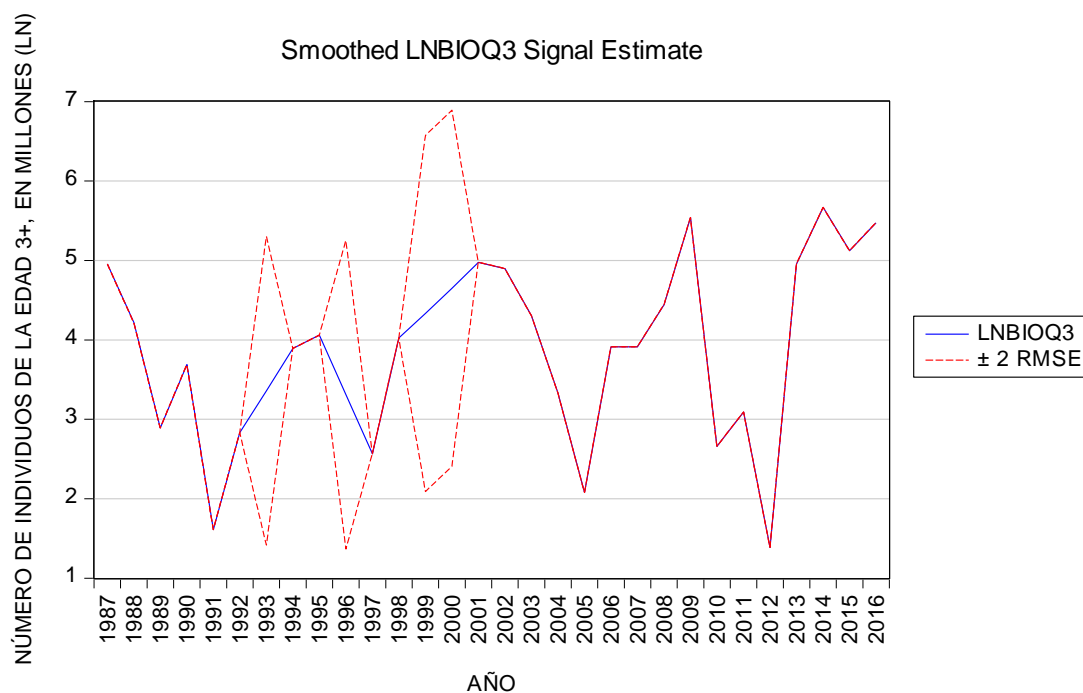
Por otro lado, la predicción para la variable de estado suavizada (Edad2), fue creciente con respecto al periodo anterior. La transformación correspondiente a la variable predicha estimada fue de 3.874,57 millones de individuos es para la Edad2. Esta cantidad de individuos equivalen a 94.036t (Figura 2.7).

Figura 2.7 Variable estado suavizada (Edad 2)



Por último, la predicción para la variable de estado suavizada (Edad3+), también fue decreciente con respecto al periodo anterior. La transformación correspondiente a la variable predicha estimada fue de 186,94 millones de individuos es para la Edad3+. Esta cantidad de individuos equivalen a 6.050t (Figura 2.8).

Figura 2.8 Variable estado suavizada (Edad3+)



Con esta información, para el año 2017 la predicción de la biomasa totalizó 167.682t. Esta estimación, supuso un 49,9% de individuos de la Edad1, 47,8% de la Edad2 y 2,3% de la Edad3+. Este resultado agregado se encuentra por debajo de las estimaciones del ICES (2016) considerando todas las observaciones desde 1987 a 2016.

Siguiendo el mismo procedimiento, se estimó el modelo estado espacio que permitió obtener los parámetros utilizados para la predicción de la extracción de las tres edades,²⁸ tal como se presenta en la Tabla 2.7. Los parámetros se mostraron significativos al 5%, aunque no con relación a la varianza del error de la Edad3+.

²⁸ Ver Salidas 7, 8 y 9, en 2.7 Apéndice 3.

Tabla 2.7 Parámetros estimados y estadísticas de los residuos

Parámetro	Edad1	Edad2	Edad3+
ψ_t	6,761035 (3,865456)	6,254369 (7,875421)	3,440665 (2,313059)
ξ_t	0,444042 (2,017741)	-1,150033 (-3,104932)	0,1504221 (0,541209)

Nota: los valores de ψ_t y ξ_t son los parámetros estimados en las salidas.

Con esta esta estimación, la predicción fue de 863,54 millones para la Edad1, 520,28 millones para la Edad2, y 31,21 millones de la Edad3+. Con esta predicción, la captura estimada fue de 14.421t para la Edad1, 12.627t para la Edad2, y 1.010t para la Edad3+, totalizando 28.058t. Esta estimación, supuso un 61,0% de individuos de la Edad 1, 36,8% de la Edad 2 y 2,2% de la Edad 3+. Con estos resultados, la tasa de captura con respecto al stock total del recurso es del 16,73%.

En el año 2005, por una decisión de la UE se clausuró la pesca de la anchoa en la Zona VIII, Golfo de Vizcaya. En 2006 a través de la regulación del TAC se asignó una cuota de 5.000t, pero la UE dispuso nuevamente el cierre de la pesca hasta 2009. Posterior a este periodo, el TAC fue aumentando hasta alcanzar nuevamente 33t en el año 2016.

De acuerdo al ICES (2016) la media estimada del nivel de recurso de Edad 1, Edad 2 y Edad 3+ para 2016 fue de 82.573t, 98.534t y 9.677t, respectivamente al 5% de significancia, con un límite inferior y superior de 13.723 y 42.766t, respectivamente, totalizando 190.784t.

La estimación del nivel de la biomasa a partir de la serie generada con la expresión [12] y la aplicación del algoritmo de Kalman, se ubicó por debajo de las estimaciones realizadas por el ICES. Por tanto, es conveniente utilizar otras alternativas de estimación con las mismas variables que conduzcan a resultados más acotados y con ello disminuir la incertidumbre en las valoraciones.

El modelo estado espacio tiene varios años de aplicación y se utiliza en predicciones de variables económicas, y en la actualidad es común observar su utilización en predicción de variables biológicas. Este modelo con el análisis Bayesiano es aplicado

a la investigación y las valoraciones de stock de peces. De acuerdo a Millar y Meyer (2000), combinando las dos metodologías facilita armar el modelo estado espacio no lineal y con error no normal, el cual es particularmente útil para el modelo dinámico de pesquerías.

Conforme a Gimenez et al. (2007) y Patterson et al. (2008), el modelo estado espacio aplicado en dinámica poblacional de recursos naturales compiten con los métodos aplicados a partir de datos reales, pero provee un marco metodológico flexible con potencial en la estadística biológica. Asimismo, Wang y Getzb (2007) mencionan que el contenido estocástico y la densidad del recurso desempeñan papeles significativos en la dinámica de población y que el modelo de estado espacio es una herramienta prometedora para analizar poblaciones en series de tiempo de largo plazo, aunque como pudo observarse, con la información, la predicción de la biomasa para el siguiente periodo fue optimista.

Los modelos no lineales de estado espacio son aplicados cada vez más para estudiar la dinámica de población y la asimilación de los datos en ciencias ambientales. Estos modelos pueden explicar el error de proceso y el error de medida en forma simultánea para corregir la estimación de los parámetros del estado y del modelo de sistema. Tal como refleja el mismo Wang (2007) los futuros estudios necesitan incorporar variables con incertidumbre para estimar los parámetros desconocidos del modelo y de esa forma precisar aún más los resultados para los estudios ecológicos que de una u otra forma se une a los estudios económicos.

Por consiguiente, para la evaluación de las pesquerías surge una disciplina de análisis interdisciplinario, combinando datos cuantitativos y modelos, que requieren estimaciones exactas de la incertidumbre para las medidas y los modelos que necesitan además de la identificación, adaptación y simplificación del muestreo. Lermusiaux (2006) se refiere que para validar las predicciones de la incertidumbre se requiere una comparación sistemática de las observaciones e implica unos estudios estadísticos más complejos.

2.4.3 Comentarios finales

Los modelos de predicción sólo con técnicas bayesianas operan con escasa información y muestran debilidades por la presentación de valoraciones con amplios intervalos de confianza. Además del modelo bayesiano, es posible aplicar otros modelos que aproximen valoraciones sobre el comportamiento de variables que fluctúan en el tiempo. El modelo estado espacio aplicado en la dinámica de recursos naturales renovables provee un marco metodológico amplio y flexible con un gran potencial en la estadística biológica. En ese sentido, la aproximación de este modelo es una herramienta alternativa que maximizan la eficiencia de las valoraciones con mínima varianza, independiente e idénticamente distribuida, aunque Auger-Méthé et al. (2016) mencionan que estos modelos también pueden presentar resultados erróneos si no se utiliza en forma.

La emigración y la muerte natural son factores que influyen en la disponibilidad del recurso pesquero y el análisis de la cohorte permite obtener parámetros como la abundancia por grupos de edad. Dentro de esos factores existen los que son directamente observables y los no observables que puede ser estudiado a partir del filtro de Kalman. La construcción de series de tiempo a partir de variables observadas y combinadas con la teoría del crecimiento biológico y la intervención humana permiten modelar situaciones y estimar valores especialmente útiles para que los tomadores de decisión definan estrategias con la menor incertidumbre posible.

La fijación de la biomasa de precaución, límite y cuotas establecidas, sugeridas por los centros de investigación y adoptadas por la UE pueden ser complementadas con la aplicación del filtro de Kalman. La existencia de incertidumbre hace difícil determinar el instrumento adecuado para la gestión de los recursos naturales, por tanto, es fundamental mejorar las técnicas de valoración y aplicar instrumentos eficientes en la gestión.

De manera general, la investigación consistió en clasificar el stock de recurso disponible en edades, utilizando los datos del muestreo continuo realizado por los mismos centros de investigación pesquera, con las variables recabadas como son

cantidad de recurso, peso, longitud y proporción por edad. A partir de estas variables se construyen las series en donde se observa el comportamiento de las mismas en el tiempo. Es necesario establecer supuestos como la clasificación del recurso en edades ($E = 1, 2, \dots, n$), la agregación en un grupo de edades para las especies de corta longevidad y dejar el efecto de la mortalidad natural implícito en cada observación por periodo.

La estimación del stock para el siguiente periodo se opera por medio de dos formas de especificación. En la primera, si $x_{1,t-1}$, $x_{2,t-1}$ y $x_{n,t-1}$ son las existencias del recurso de Edad 1, Edad 2 y Edad $n+$ en el periodo anterior, y $h_{1,t-1}$, $h_{2,t-1}$ y $h_{n,t-1}$ las extracciones para el mismo periodo, entonces, para el siguiente periodo la biomasa de Edad 1, estará formada por la diferencia entre $x_{1,t}$ y $h_{1,t}$, la biomasa de Edad 2 por la diferencia entre $x_{1,t-1}$ y $h_{1,t-1}$ menos $x_{2,t}$, y la biomasa de la Edad $n+$, por la diferencia entre $x_{2,t-1}$ y $h_{2,t-1}$ más la diferencia entre $x_{n,t-1}$ y $h_{n,t-1}$, menos $h_{n,t}$. Formalizando en una expresión matemática, por ejemplo para la Edad 1, se tiene que la biomasa correspondiente a la misma es, $X_{1,t} = X_{0,t} + X_{1,t-1} - h_{1,t}$. Donde, $X_{1,t}$ es la cantidad de recurso de la Edad 1 en el periodo t , $X_{0,t}$ es el crecimiento natural o la nueva existencia de recurso en el periodo t , $X_{1,t-1}$ es la diferencia entre el stock y la extracción del periodo anterior, y $h_{1,t}$ es la cantidad extraída en ese periodo. En la segunda, la serie se construye simplemente con la cohorte del recurso de Edad 1, Edad 2 y Edad $n+$ observadas en cada periodo.

Los resultados reflejan información acerca de la tasa de mortalidad natural de la anchoa en la Zona VIII, donde los individuos más jóvenes presentan mayor tasa. Con el modelo utilizado, la estimación de la biomasa resultó ser más pesimista y conservadora que las estimaciones de los centros oficiales de investigación.

Ante esta situación, las valoraciones de la biomasa de precaución estimadas por el ICES y el TAC aplicado por la UE para el manejo de este recurso compartido entre España y Francia, pueden ser complementadas con las estimaciones de estado espacio, agregando variables y variantes en la aplicación de la técnica para obtener resultados con menos ruido para la administración de los recursos pesqueros, igualmente válido

para otros recursos naturales renovables que se busca con la investigación y el perfeccionamiento.

La serie de tiempo construida a partir de la información de crecimiento y extracción predice el futuro con mayor precisión sobretodo en la explotación de caladeros. En principio, las técnicas probabilísticas sobrestiman los valores para el siguiente periodo. El modelo de estado espacio es una herramienta complementaria que ayuda a explicar la dinámica de población.

Por tanto, la aplicación de este modelo en biomasa pesquera con la técnica de Kalman muestra que los resultados son más pesimistas, es decir, más conservadores que los modelos de predicción utilizados usualmente que sobreestiman los valores. Tal como presenta Auger-Méthé et al. (2016) los resultados de los modelos estado espacio también podrían presentar una medición engañosa del caladero, por lo que se sugiere considerar otros aspectos que ayuden a mejorar la información y las estimaciones.

En ese sentido, Prellezo (2017) menciona que el costo de la información también juega un papel fundamental, ya que el valor esperado de la información se basa en la idea de que las decisiones serán más precisas si el tomador de decisión tiene mayor información, es decir, que el costo de la información es directamente proporcional al máximo valor esperado de los ingresos de la pesquería.

El análisis de la población por edad merece por tanto una revisión detallada y profunda, puesto que de acuerdo a la serie observada, la predicción estimada a través del modelo estado espacio generan estimaciones con errores de mínima varianza que las estimaciones que utilizan la serie histórica común. Con este modelo, los resultados son más conservadores, permitiendo así la disminución de la incertidumbre y facilitando la aplicación de políticas en el manejo de los recursos pesqueros.

2.5 Apéndice 1

2.5.1 Estado espacio para la mortalidad natural

Se tiene el índice de proporción de anchoas por edad para cada año y el vector de observaciones es,

$$p_t = (p_{1t}, \dots, p_{At}, \hat{p}_{At})$$

Estas series observadas se unen a las series inobservadas de la variable de estado,

$$r_t = (r_{1t}, \dots, r_{At})'$$

Por la expresión [X], $p_t = Hr_t + E + \varepsilon_t$, H está determinado por:

$$p_{at} = E_\alpha + \psi_\alpha f_{at} + \varepsilon_{at} \text{ y } \hat{f}_{At} = f_{At} + \varepsilon_{ft} = r_{At} + \varepsilon_{ft}$$

El vector de estado en el año t es proviene del periodo anterior,

$$r_t = Gr_{t-1} + r_0 + \delta_t$$

La predicción para el siguiente periodo de la variable estado se puede ver a través de,

$$r_{t|t-1} = G\hat{r}_{t-1} + r_0$$

El vector de predicción de la observación en el año t , está dado por,

$$\hat{p}_t = Hr_{t|t-1} + E$$

Y la predicción del error,

$$\Delta_t = p_t - \hat{p}_t$$

La predicción del error contiene información adicional acerca de r_t , lo que actualiza el valor predicho por,

$$\hat{r}_t = r_{t|t-1} + P_{t|t-1}H'F_t^{-1}\Delta_t$$

Donde, F_t es la matriz de covarianza.

La función logarítmica de probabilidad es,

$$\log L = K - \frac{1}{2} \sum_{t=1}^T [\log|F_t| + \Delta_t' F_t^{-1} \Delta_t]$$

2.6 Apéndice 2

Tabla 2.8 Número de individuos en stock por edad, en millones

Año	Edad1	Edad2	Edad 3+
1987	656	331	142
1988	2.349	258	68
1989	246	206	18
1990	5.613	190	40
1991	671	290	5
1992	5.571	209	17
1993	ND	ND	ND
1994	2.030	874	49
1995	2.257	329	58
1996	ND	ND	ND
1997	3.243	482	13
1998	5.467	760	56
1999	ND	ND	ND
2000	ND	ND	ND
2001	4114	1638	145
2002	284	621	134
2003	1042	180	74
2004	837	115	28
2005	95	189	8
2006	998	157	50
2007	902	317	50
2008	435	520	85
2009	755	267	255
2010	1.693	255	14
2011	7.280	1.096	22
2012	906	1.104	4
2013	1.845	624	142
2014	3.871	1.087	289
2015	6.983	2.125	168
2016	4.770	4.014	238

Fuente: ICES (2008 – 2016)

Tabla 2.9 Número de individuos capturados, en millones

Año	Edad1	Edad2	Edad3+
1987	421	166	56
1988	719	106	10
1989	199	123	20
1990	1.732	135	13
1991	525	302	25
1992	1.643	230	20
1993	1.593	517	5
1994	961	538	64
1995	818	308	85
1996	1.378	291	31
1997	1.119	173	6
1998	1.287	252	9
1999	561	509	15
2000	1.016	320	99
2001	1.136	476	29
2002	299	290	42
2003	221	127	49
2004	579	108	18
2005	8	33	8
2006	56	21	7
2007	ND	ND	ND
2008	ND	ND	ND
2009	ND	ND	ND
2010	391	117	14
2011	458	306	9
2012	381	400	8
2013	201	269	93
2014	634	397	79
2015	1.240	543	43
2016	ND	ND	ND

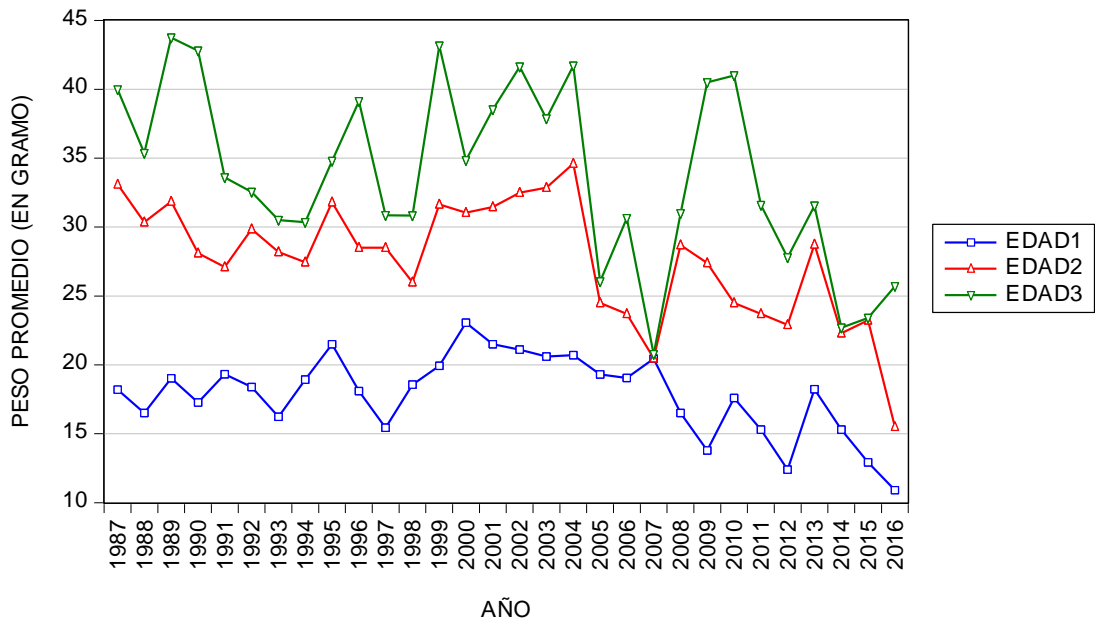
Fuente: ICES (2008 – 2016)

Tabla 2.10 Peso promedio de individuos por edad, en gramos

Año	Edad1	Eedad2	Edad3+
1987	18	33	40
1988	17	30	35
1989	19	32	44
1990	17	28	43
1991	19	27	34
1992	18	30	33
1993	16	28	31
1994	19	27	30
1995	22	32	35
1996	18	29	39
1997	15	29	31
1998	19	26	31
1999	20	32	43
2000	23	31	35
2001	22	31	39
2002	21	33	42
2003	21	33	38
2004	21	35	42
2005	19	25	26
2006	19	24	31
2007	20	20	21
2008	17	29	31
2009	14	27	41
2010	18	25	41
2011	15	24	32
2012	12	23	28
2013	18	29	32
2014	15	22	23
2015	12	23	25
2016	11	16	26

Fuente: ICES (2008 – 2016)

Figura 2.9 Peso promedio del recurso, por edad, en gramos



Fuente: ICES (2008 – 2016)

2.7 Apéndice 3

Salida 1. Estimación de la mortalidad natural de Edad1

Sspace: SS101
 Method: Maximum likelihood
 Date: 02/04/17 Time: 13:56
 Sample: 1987 2016
 Included observations: 30
 Valid observations: 22
 Convergence achieved after 8 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	-0.035644	0.054617	-0.652613	0.5140
C(2)	0.332181	0.052095	6.376426	0.0000
C(3)	-2.600431	0.344749	-7.542968	0.0000
C(4)	0.995224	0.013371	74.43014	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	1.615875	0.384416	4.203455	0.0000
Log likelihood	-5.628427	Akaike info criterion		0.875312
Parameters	4	Schwarz criterion		1.073683
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		0.922042

Salida 2. Estimación de la mortalidad natural de Edad2

Sspace: SS102
 Method: Maximum likelihood (Marquardt / EViews legacy)
 Date: 02/11/17 Time: 13:55
 Sample: 1987 2016
 Included observations: 30
 Valid observations: 22
 Convergence achieved after 46 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	-0.342101	0.293626	-1.165093	0.2440
C(2)	0.781241	0.251448	3.106971	0.0019
C(3)	-0.832263	0.426351	-1.952059	0.0509
C(4)	-0.372943	0.240707	-1.549369	0.1213
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	-0.096935	0.703971	-0.137697	0.8905
Log likelihood	-22.41517	Akaike info criterion		2.401380
Parameters	4	Schwarz criterion		2.599751
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		2.448110

Salida 3. Mortalidad natural de la Edad3+

Sspace: SS103

Method: Maximum likelihood (Marquardt / EViews legacy)

Date: 02/03/17 Time: 16:01

Sample: 1987 2016

Included observations: 30

Valid observations: 22

Convergence achieved after 28 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	0.874302	0.241857	3.614954	0.0003
C(2)	0.173644	0.163565	1.061622	0.2884
C(3)	-0.843930	0.340894	-2.475638	0.0133
C(4)	0.974199	0.046608	20.90216	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	-3.438806	0.915495	-3.756226	0.0002
Log likelihood	-25.26797	Akaike info criterion		2.660725
Parameters	4	Schwarz criterion		2.859096
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		2.707455

Salida 4. Estimación de la biomasa de Edad1

Sspace: SS16

Method: Maximum likelihood (Marquardt / EViews legacy)

Date: 01/22/17 Time: 19:28

Sample: 1987 2016

Included observations: 30

Valid observations: 26

Convergence achieved after 14 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	0.781067	0.333953	2.338854	0.0193
C(2)	0.980614	0.040498	24.21360	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	8.305896	1.477769	5.620564	0.0000
Log likelihood	-49.87982	Akaike info criterion		3.990755
Parameters	2	Schwarz criterion		4.087532
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		4.018624

Salida 5. Estimación de la biomasa de Edad2

Sspace: SS17
 Method: Maximum likelihood
 Date: 01/22/17 Time: 19:29
 Sample: 1987 2016
 Included observations: 30
 Valid observations: 26
 Convergence achieved after 21 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	-0.857640	0.332180	-2.581851	0.0098
C(2)	0.995739	0.015792	63.05441	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	8.262192	0.651277	12.68614	0.0000
Log likelihood	-29.36235	Akaike info criterion		2.412488
Parameters	2	Schwarz criterion		2.509265
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		2.440356

Salida 6. Estimación de la biomasa de Edad3+

Sspace: SS18
 Method: Maximum likelihood (Marquardt / EViews legacy)
 Date: 01/23/17 Time: 19:29
 Sample: 1987 2016
 Included observations: 30
 Valid observations: 26
 Convergence achieved after 15 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	0.590645	0.259779	2.273642	0.0230
C(2)	0.955876	0.076186	12.54655	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	5.230814	1.343560	3.893249	0.0001
Log likelihood	-46.95043	Akaike info criterion		3.765418
Parameters	2	Schwarz criterion		3.862195
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		3.793286

Salida 7. Estimación de la extracción de Edad1

Sspace: SS51
Method: Maximum likelihood (BHHH / EViews legacy)
Date: 01/25/17 Time: 10:38
Sample: 1987 2016
Included observations: 30
Valid observations: 26
Convergence achieved after 39 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	0.444042	0.220069	2.017741	0.0436
C(2)	0.981002	0.050630	19.37602	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	6.761035	1.749091	3.865456	0.0001
Log likelihood	-44.97035	Akaike info criterion		3.613104
Parameters	2	Schwarz criterion		3.709880
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		3.640972

Salida 8. Estimación de la extracción de Edad2

Sspace: SS52
Method: Maximum likelihood (BHHH / EViews legacy)
Date: 01/25/17 Time: 10:32
Sample: 1987 2016
Included observations: 30
Valid observations: 26
Failure to improve Likelihood after 5 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	-1.150033	0.370389	-3.104932	0.0019
C(2)	0.995953	0.020685	48.14874	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	6.254369	0.794163	7.875421	0.0000
Log likelihood	-24.94024	Akaike info criterion		2.072326
Parameters	2	Schwarz criterion		2.169103
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		2.100194

Salida 9. Estimación de la extracción de Edad3+

Sspace: SS53

Method: Maximum likelihood (BHHH / EViews legacy)

Date: 01/25/17 Time: 10:37

Sample: 1987 2016

Included observations: 30

Valid observations: 26

Convergence achieved after 20 iterations

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
C(1)	0.150221	0.277566	0.541209	0.5884
C(2)	0.950798	0.082685	11.49904	0.0000
	Final State	Root MSE	z-Statistic	Prob.
SV1	3.440665	1.487495	2.313059	0.0207
Log likelihood	-40.63791	Akaike info criterion		3.279839
Parameters	2	Schwarz criterion		3.376616
Diffuse priors	0	Hannan-Quinn criter.		3.307707

Capítulo 3

Gestión económica y biológica

3.1 Introducción

Los modelos teóricos describen la asignación óptima en la utilización de recursos y la maximización de los beneficios, producto de la aplicación de éstos, así, desde el punto de vista teórico, el problema está resuelto.

La evaluación del banco de pesca de la anchoa en el Cantábrico se presenta como caso de estudio, ya que es una actividad que contribuye a la generación de ingresos, demanda de mano de obra y cumple una función social y económica elemental en la zona. El caso elegido ilustra la complejidad de la gestión de la pesca por los problemas de coordinación existentes en la zona, además de las predicciones realizadas por los centros de investigación.

El objetivo de presentar el caso es probar el comportamiento de los datos con el modelo bioeconómico y comparar con los resultados de estimación de los centros de investigación y trabajos realizados en otros bancos de pesca de la UE.

A pesar de que existen múltiples resultados de investigación acerca del manejo de las pesquerías, esta investigación pretende visualizar la aplicación del modelo biológico y económico de la anchoa en el Golfo de Vizcaya, con datos temporales recabados por el ICES.

3.2 Modelo básico

Con respecto al modelo, se ilustran los avances de Gordon (1954), Scott (1955) y Schaefer (1954) por tratarse de los que formalizaron el problema con varios trabajos y aproximaciones sobre el tema. El modelo se apoya en la ecuación de Perl–Verhulst o ecuación logística dinámica de población presentada en Smith (1968), Perterson y Fisher (1977), Clark y Munro (1982).

Partiendo de un stock inicial de recurso biológico $X = X_t$, donde X representa a la biomasa existente en el tiempo o periodo t y a cada nivel de biomasa, de acuerdo con Schaefer (1954) hay una tasa natural²⁹, considerado como $F(X)$, de donde,

$$\partial X / \partial t = F(X) \quad [1]$$

Esta expresión se define como la función de producción natural³⁰ y puede expresarse como $\dot{X} = F(X)$. En el caso en que no hay un stock crítico mínimo, $F(X) > 0$, en el intervalo $0 < X < K$, en donde,

$$F(0) = F'(K) = 0 \text{ y } F''(X) < 0 \quad [2]$$

Donde, K es la máxima capacidad de carga del recurso, por ejemplo cuando $\lim_{t \rightarrow \infty} x(t) = K$. Por ejemplo, la condición [2], satisface automáticamente la expresión,

$$F(X) = rX(1 - X/K) \quad [3]^{31}$$

Este modelo es conocido como modelo logístico estándar de Pearl – Verhulst que es la curva de crecimiento de compensación pura (Clark, 1976).

Cuando el ritmo de crecimiento llega a un máximo, este punto es conocido como el Rendimiento Máximo Sostenible (*RMS*), es decir, que $X = K/2$.

²⁹ Que es aquella que se produciría en el caso en que el entorno no supone una limitación a la reproducción biológica, es decir, con plancton abundante y sin presión pesquera.

³⁰ La función de producción natural también puede ser expresada como $\dot{X} = G(X, z)$, donde z denota el insumo del medio ambiente acuático.

³¹ Al presentar un modelo biológico debe tomarse en cuenta que la misma contiene, primero la tasa intrínseca de crecimiento r , que es el ritmo de crecimiento o aumento de tamaño de un individuo o población por unidad de tiempo y segundo la capacidad de carga K que es la máxima capacidad de sustentación del ecosistema para una determinada especie (Pearce y Turner, 1995).

Cuando una parte de la biomasa se extrae, por una intervención con una tecnología dada, el crecimiento del stock deja de estar determinado por la naturaleza y la expresión [1] queda,

$$\partial X/\partial t = F(X) - h(t) \quad [4]$$

Donde $\partial X/\partial t$ puede ser interpretado como la tasa de inversión positiva o negativa a la biomasa de peces. Esta expresión constituye la ecuación de la dinámica de estado, donde $X(t)$, es la variable a gestionar que se conoce como *variable de estado*, y $h(t) \geq 0$ es la tasa de captura o de extracción que se conoce como *variable de control*.

A su vez, la captura depende por un lado, del esfuerzo pesquero (E) y por otro lado, del stock del recurso (X).

$$h(t) = h(E, X) \quad [5]$$

El esfuerzo pesquero es la capacidad de pesca ejercida durante un tiempo determinado en una zona determinada. Por tanto, el esfuerzo pesquero es el producto de la capacidad de pesca por el tiempo de pesca. Por un lado, la capacidad de pesca se puede medir por la [i] potencia propulsora del buque; [ii] potencia de arrastre, en el caso de buques arrastreros; [iii] número de anzuelos, en el caso de buques palangreros; y [iv] superficie del arte calado, en los casos de redes de enmalle. Por otro lado, el tiempo de pesca se puede medir por el [i] tiempo de arrastre; [ii] tiempo de calamento de un palangre o de una red fija; [iii] tiempo de presencia en zona de pesca; y [iv] periodo comprendido entre la salida y entrada de puerto.

En la reglamentación de la UE, el esfuerzo pesquero de un buque es el producto de su capacidad de pesca por el tiempo de actividad y el esfuerzo pesquero de una flota es la suma de los esfuerzos pesqueros de cada buque. La capacidad de pesca se mide a través de la potencia de los buques arrastreros y buques de artes fijos. Y por último, la actividad de pesca se contabiliza por el tiempo de presencia en la zona de pesca de los caladeros cercanos y de los caladeros lejanos.

Las decisiones de captura, además del estado del recurso, dependen del coste de captura que junto con el precio determinarán el flujo de valor económico que la sociedad obtiene en cada momento del tiempo de la explotación del caladero. El coste de captura depende de la cantidad de esfuerzo que implica realizar las capturas.

$$C_E = g(E) \quad [6]$$

Donde C_E es el coste del esfuerzo y E es el esfuerzo pesquero.

Dado que, las capturas están en función del esfuerzo y la biomasa o recurso natural existente, el coste del esfuerzo o de las capturas (C_h) depende de las expresiones anteriores y puede obtenerse a partir de las ecuaciones 5 y 6.

Suponiendo que el coste de captura es lineal, entonces el mismo está en relación directa con el esfuerzo pesquero (Gordon, 1954; Turvey, 1964; Beverton y Holt, 1957 y Smith, 1969, 1971).

$$C_E = aE \quad [7]$$

Donde: a es una constante positiva.

Para la función de producción Cobb–Douglas y funciones multiplicativas, normalmente se asume rendimientos constantes a escala, (Peterson y Fisher, 1977). Clark y Munro (1975), utilizaron en su análisis una función del tipo $h = bEX^\beta$, siendo $\beta \geq 0$. Sin embargo, Tomkins y Butlin (1975) prefirieron utilizar una función del tipo $h = E^\alpha X^\beta$, siendo $\alpha + \beta \geq 1$.

Ahora, considerando la función de producción con la forma funcional siguiente,

$$h(t) = aE^\alpha X^\beta \quad [8]$$

Donde, a, α y β son constantes y si α es igual a 1, entonces, de las dos expresiones anteriores y considerando que la relación de las capturas con respecto al stock es de igual a la expresión 7. Por tanto, puede derivarse la siguiente función,

$$C_h = a \frac{h(t)}{X^\beta} \quad [9]$$

El supuesto es que el coste de captura (C_h) es lineal³² y además, es una función decreciente de la biomasa o stock de recurso y $\beta > 0$ (Clark, 1985). Esto es, que el esfuerzo dedicado para la captura aumenta conforme disminuyen las existencias.

Dados estos supuestos, los cambios introducidos en los costes de capturas no alteran la naturaleza básica del problema de optimización de la sociedad. Permanece en esencia la selección de un flujo de consumo óptimo sobre un nivel de stock en el tiempo. Además, supone que el precio del pescado está adecuadamente valorado considerando el beneficio marginal social derivado del consumo del pescado y también que la demanda por el pescado es elástica y el problema puede ser resuelto así en términos de maximización de beneficios.

La teoría de control óptimo ha sido aplicada a la gestión pesquera para identificar el nivel de esfuerzo que maximiza el valor presente de la renta económica en una variedad de contextos pesqueros (Reed, 1994; Clark, 1985; Hilborn y Walters, 1987).³³ En problemas de optimización más complejos, como de especies múltiples, es difícil encontrar soluciones óptimas globales.

El factor tiempo, en este modelo, produce unos ajustes dinámicos de las variables biológicas y económicas de las pesquerías, ya que la reproducción y el crecimiento de las especies lleva su tiempo, evidenciando desde el punto de vista biológico puede tardar varios años para lograr estados de equilibrio, mientras que, desde el punto de vista económico existe un componente temporal medido a través de los beneficios netos, descontados a una tasa intertemporal.

³² Es decir que $C_h/\partial h = K$, donde $K = \text{constante}$.

³³ Los modelos de optimización con criterios múltiples han sido poco utilizados en el manejo de pesquerías (Garrod y Shepherd, 1981; Onal et al., 1991).

En el modelo fundamental de ecuación diferencial, principalmente se parte de la expresión [3] y de un tamaño inicial del stock $X(0) = X_0$. En este caso, $X = X(t)$ es la variable de estado y $h = h(t)$ es la variable de control. Suponiendo que la población inicial $X(0)$ es conocida, el control $h(t)$ está sujeto a la restricción, $0 \leq h(t) \leq h_{m\acute{a}x}$, donde, $h_{m\acute{a}x}$ puede ser en general una función dada, $h_{m\acute{a}x} = h_{m\acute{a}x}(t; X(t))$.

El objetivo es maximizar los beneficios netos descontados derivados de la pesquería. Dado los supuestos de precio constante y coste lineal en la captura, la función objetivo puede ser expresado como,

$$VP = \int_0^{\infty} e^{-\rho t} \{p - c(X(t))\} h(t) dt \quad [10]$$

$$\text{s.a. } \partial X / \partial t = F(X(t)) - h(t), \text{ donde } X(t) \geq 0, h(t) \geq 0,$$

Donde VP , es el valor presente de los beneficios netos, p es el precio del pescado, c es el coste por unidad de esfuerzo, $h(t)$ es la extracción o captura del recurso en el momento t , $X(t)$ es el nivel de población o stock del recurso en el momento t y ρ es la tasa de descuento intertemporal.

Dado que la función objetivo es lineal en la variable de control $h(t)$, se tiene un problema de control óptimo lineal. El problema es determinado por el control óptimo, $h(t) = h^*(t), t \geq 0$, que maximiza la función objetivo y que satisfacen las condiciones del problema. El problema es resuelto utilizando el principio del máximo de Pontryagin. Por tanto, el Hamiltoniano del problema de maximización es,

$$J = e^{-\rho t} [\{p - c(X)\}h(t) + \psi(t)\{F(X) - h(t)\}] \quad [11]$$

Donde, ψ es una variable adjunta que se interpreta como el precio sombra³⁴ del recurso, descontado a una tasa intertemporal. Para satisfacer el principio del máximo se requiere que,

³⁴ El precio sombra es un valor impuesto a un bien o servicio que carece de precio en el mercado (Pearce y Turner, 1995) o que es incorrectamente representado en éste. Los precios sombra son utilizados en

$$\partial\psi/\partial t = -\partial J/\partial X \rightarrow \partial\psi/\partial t = e^{-\rho t}c'(X)h(t) - \psi(t)F'(X) \quad [12]$$

$$\partial J/\partial h = 0 \rightarrow e^{-\rho t}[p - c(X)] = \psi(t) \quad [13]$$

De [12] se obtiene,

$$\partial\psi/\partial t = -\rho e^{-\rho t}[p - c(X)] \quad [14]$$

Ahora, sustituyendo la expresión [13] en la ecuación [12], se tiene:

$$\rho[p - c(X)] = [p - c(X)F'(X) - c'(X)h(t)] \quad [15]$$

Para la solución $X^*(t)$, de la ecuación [15] se puede generar la expresión,

$$F(X^*) - [c'(X^*)F(X^*)/p - c(X^*)] = \rho \quad [16]$$

La solución X^* corresponde a un estado estacionario³⁵ donde $h^*(t) = F(X^*)$. Por tanto, la expresión anterior indica en qué medida la sociedad debería invertir o desinvertir en el recurso natural y puede ser interpretada como el producto de la inversión marginal en el recurso o la tasa intrínseca de interés del recurso igual a la tasa social de descuento.³⁶ Con esta solución estacionaria, se determina la senda óptima de extracción, cuando se parte de una población inicial, $X(0)$, diferente al nivel estacionario óptimo X^* . Es decir, un cambio en las condiciones institucionales para alcanzar una solución de equilibrio socialmente óptima, que pasen por una asignación correcta de los derechos de propiedad sobre el recurso y una administración unificada de la explotación que controle de forma efectiva la entrada de agentes en la pesquería

Análisis Costo Beneficio (ACB) para representar el costo de oportunidad de producir o consumir un bien que generalmente no es comercializado en el mercado. Los precios sombra pueden ser estimados a partir de los costos marginales de producción o valor marginal de su uso como entradas al ACB (Seijo, et al., 1997). Precio sombra o multiplicador dinámico es el valor del coeficiente que acompaña a la restricción del recurso correspondiente a la tasa natural de crecimiento y la función de producción de la actividad pesquera (Clark, 1976; Suris, 1992).

³⁵ Estado estacionario implica que las características del mismo no varían con el tiempo. En conclusión, la extracción debe ser igual al crecimiento neto del recurso en el tiempo.

³⁶ La tasa intrínseca consta de dos componentes: [i] $F'(X^*)$ que es el producto físico marginal del capital; y [ii] $c'(X^*)F(X^*)/(p - c(X^*))$ que es el efecto marginal del stock, es decir la medida del impacto del stock sobre la renta marginal sostenible del recurso.

y el nivel de esfuerzo dedicado al mismo. Esto no es exactamente un monopolio, pero funciona como tal, donde el objetivo es maximizar la renta del recurso natural bajo los parámetros de excedentes sociales, a diferencia de los beneficios del monopolista.

Ostrom (1990), afirmó que el agente tendrá incentivos para explotar e invertir de forma óptima en la pesquería con una visión de largo plazo, debido a que no sufre la externalidad de los demás y además puede transferir parte de los derechos operativos. Para que esto ocurra, se requieren tres condiciones fundamentales, en donde: [i] los precios deben estar determinados exógenamente por los mercados; [ii] el precio y el coste de los insumos deben reflejar sus costes de oportunidad social, incluyendo el precio sombra del recurso pesquero; y [iii] la tasa de descuento aplicado por el único dueño debe ser igual a la tasa de descuento de la sociedad.³⁷

La evidencia empírica demuestra que el recurso natural explotado bajo propiedad común, generalmente es sobreexplotado ya que existe incentivo para hacerlo (Clark, 1973; Brown, 1974; Peterson y Fisher, 1977 y Berck, 1979)³⁸. De esto, surge la necesidad de aplicar restricciones o incentivos que llevan a los agentes económicos a actuar como si el recurso sea explotado bajo único dueño. Los recursos explotados bajo único dueño, demuestran que los beneficios económicos alcanzan el máximo. Esto ocurre si el acceso de los agentes es regulado por la Administración Central (Scout, 1955; Gréboval y Munro, 1999).

Para armonizar las decisiones privadas con el interés colectivo, la Administración Central utiliza instrumentos económicos regulatorios que ayudan a disminuir el impacto sobre el stock del recurso natural. El proceso de regulación persigue objetivos de corto y largo plazo. En el corto plazo, el objetivo es determinar los niveles de captura que permitan una explotación sostenible, mientras que, en el largo plazo, es lograr un tamaño óptimo de la flota pesquera, que permita la extracción sostenible de la biomasa a lo largo del tiempo. Este tamaño de flota se ve influenciado por las condiciones y fluctuaciones de la biomasa y por los costos de construcción y

³⁷ Algunos de estos ítems coinciden con la teoría de Coase (1960).

³⁸ Presentan una discusión sobre la explotación comercial, extinción de especies y gestión bajo propiedad común de recursos naturales renovables.

equipamiento de los barcos. Si la biomasa fluctúa poco y los costos son bajos, ello permite que las flotas sean más grandes, y viceversa.

El problema de la regulación es complejo porque el encargo de definir las políticas de manejo de la pesquería debe compatibilizar criterios que llevan a la conservación de la biomasa –que se supone que interesan a la sociedad– y las necesidades de los involucrados en la actividad –grupos de interés que buscan maximizar sus beneficios, mantener los niveles de empleo– particularmente cuando la pesquería está sobreexplotada y se requiere para evitar su colapso reducir los niveles de extracción.³⁹

Uno de los instrumentos económicos de regulación aplicado a la pesquería es vía precios. La regulación vía precios, consiste en la aplicación de impuestos sobre el esfuerzo empleado y sobre la cantidad extraída del recurso. La literatura económica pesquera refleja que los impuestos se aplican a los agentes que utilizan similar tecnología –cuando el recurso se captura mediante un único arte de pesca–. Clark (1979, 1990) ha presentado un modelo de gestión de una pesquería en la que opera un grupo homogéneo de pescadores en condiciones de libre acceso, con distintos mecanismos de regulación. En un contexto de propiedad común, Arnason (1989), analizó la gestión de la pesquería vía impuestos con pescadores que utilizan similar tecnología. Surís (1993) desarrolló un modelo de regulación de una pesquería en la cual la especie objetivo se captura con una sola modalidad de pesca. Por su parte, Weitzman (2002) comparó impuestos y cuotas bajo incertidumbre en el stock.

Cuando es considerado la propiedad común o libre acceso con un número limitado de usuarios, los agentes económicos, maximizan sus beneficios actualizados ignorando el efecto de su actividad sobre el futuro tamaño del stock –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. Esto permite corregir

³⁹ Mardle y Pascoe (2002), desarrollaron modelos para las pesquerías del Mar del Norte donde incorporaron objetivos de corto y largo plazo, y determinaron el tamaño de flota óptimo que cumpla con ambos objetivos. Obtuvieron como resultado que el tamaño de flota óptimo en el corto plazo es mayor que cuando se considera desde la perspectiva del largo plazo. Además, el tamaño del stock y el rendimiento sostenible son menores en el largo plazo que cuando la política de Administración Central se realiza pensando en el corto plazo.

esa situación y alcanzar los niveles de equilibrio de único dueño considerados como socialmente óptimos.

Si el regulador establece un impuesto (τ) sobre el esfuerzo, las flotas asumirán un incremento en el coste unitario del esfuerzo y se enfrentarán al siguiente problema de maximización,

$$J = e^{-\rho t}[\{p - (c(X) + \tau)\}h(t)] \quad [17]$$

De las condiciones de primer orden, se obtiene la expresión:

$$\partial J / \partial h = 0 \rightarrow e^{-\rho t}[p - c(X) - \tau] = 0 \quad [18]$$

De la misma, se obtiene,

$$p = c(X) + \tau \quad [19]$$

Donde, p es el precio del recurso y $c(X)$ es el costo por unidad de esfuerzo empleado en la captura del recurso.

Si se compara esta expresión con la correspondiente en una situación de único dueño (3.5 Apéndice 2), se puede obtener el valor óptimo del impuesto, donde,⁴⁰

$$\tau = q(t) \quad [20]$$

3.3 Modelo bioeconómico: un caso aplicado en el Cantábrico

El sector pesquero español conjuntamente con el francés es uno de los más importantes dentro de la UE, ya que las capturas pesqueras que realizan ambos países están alrededor de 1.600.000t y con un valor aproximado a 3.300 millones de euros. En

⁴⁰ Si se supone un impuesto τ que es pagado por el pescador, por cada unidad de pez capturado y vendido. Donde, el impuesto por una unidad de esfuerzo es $\tau_E = qX\tau$, y que tiene el mismo efecto como la tasa τ aplicada a un desembarco.

términos de volumen España, Dinamarca, Reino Unido y Francia, juntos, representan casi la mitad de las capturas de la UE. Con estos datos, el empleo generado en el sector, se concentra en unos pocos Estados miembros de la UE y España ocupa la primera posición en este aspecto, con casi 36.000 unidades de trabajo anual, es decir, con 38.000 personas, lo que supone cerca del 25% del total comunitario. Italia, Grecia, Portugal y Francia contribuyen con la generación del 55%. Por tanto, los cinco países concentran alrededor del 80% del empleo extractivo pesquero en la UE (EUROSTAT, 2015; CEPESCA, 2015).

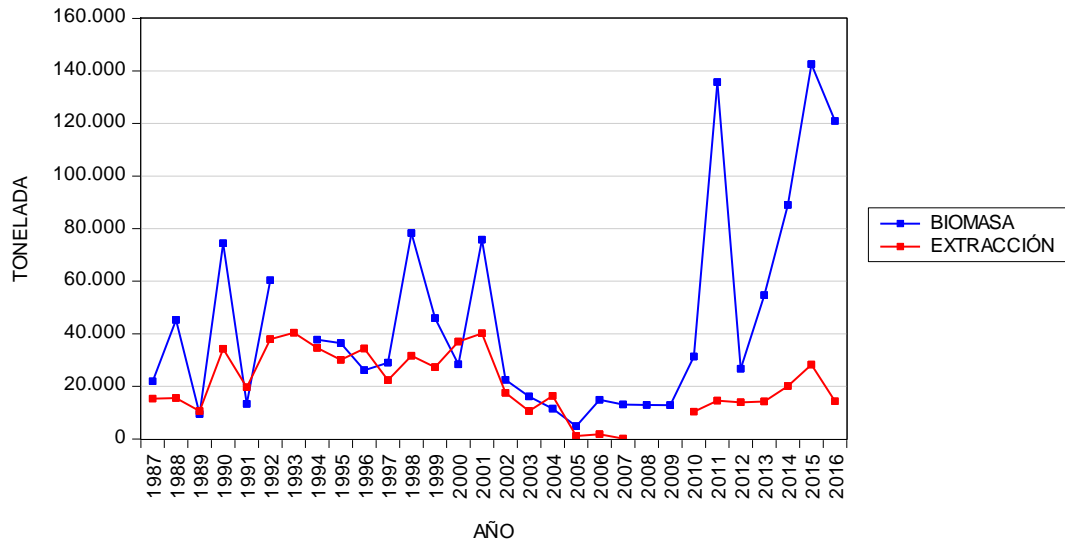
Los datos históricos de la anchoa en la Zona VIII, del Mar Cantábrico, indican que la biomasa y las capturas de este recurso han presentado variabilidad en el tiempo. De acuerdo a los datos del ICES (2016), la biomasa de la anchoa⁴¹ de 1987 a 2016 se mostró con puntos máximos y mínimos, entre 1987 – 2002 y entre 2010 – 2016; en 2005, se observó una disminución, donde la biomasa llegó al nivel mínimo histórico.⁴²

Por otro lado, la extracción siempre se mantuvo por encima de las 20.000 t/año, llegando incluso a más de 40.000 t/año en 1993 y 2001; a partir de ese año, fue decreciendo debido a la disminución progresiva de la biomasa (Figura 3.1). Puede observarse, que en algunos años con escasa biomasa se produjeron elevadas capturas, como se observa en los años 1987, 1989, 1991, 1994, 1996, 2000 y seguidos de 2002 a 2005.

⁴¹ Fueron utilizados los datos provenientes de la metodología de cálculo de producción diaria de huevos por unidad de área del ICES (2016).

⁴² En apartados anteriores se mostró, la desconexión entre los centros de investigación pesquera y la Unión Europea, aunque a partir de 2005 la UE adoptó medidas restrictivas en la captura por la disminución de la biomasa de la anchoa, en coordinación con los países de España y Francia.

Figura 3.1 Biomasa y extracción de anchoa, en t/año



Fuente: ICES (2016)

Esta información no distingue el volumen capturado discriminado por edades de la especie, que en una evaluación más profunda es necesaria para medir la capacidad de regeneración de la población. De hecho, al considerar la biomasa global se pierde la mensurabilidad por edad del recurso que puede ser considerado como una de las posibles causas de la variabilidad en el stock debido a la disminución de la biomasa en edad de reproducción y la capacidad de recuperación natural para alcanzar el equilibrio.

En los años 2003 y 2004, la biomasa de reproductores de esta especie se estimó en unas 19.000t y 21.000t respectivamente, lo que las situó por debajo de la biomasa límite (Blim) y la biomasa de precaución (Bpa)⁴³. Esto debido a fallos sucesivos de los reclutamientos desde el año 2001 y el TAC sugerido por los centros de investigación (AZTI, 2005).

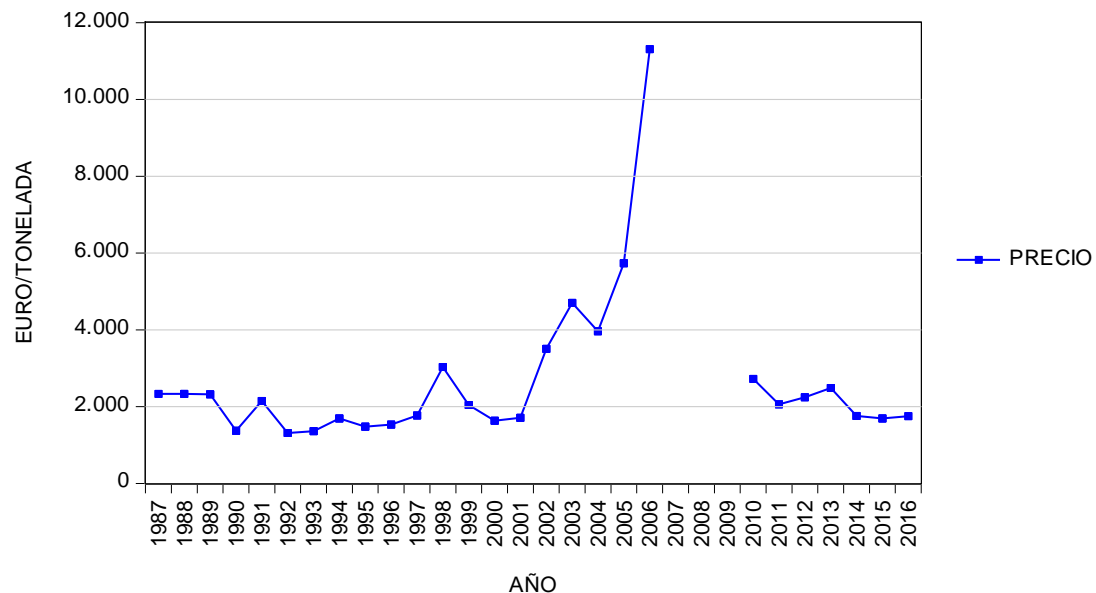
Esta situación ha motivado el cierre de la pesca de esta especie en el Cantábrico desde el 2007 hasta el 2011, dejando desocupados a gran parte de las familias dedicadas a la misma durante ese periodo, produciéndose de esa manera una pérdida desde el punto de vista del bienestar social.

⁴³Blim = 21.000 t y Bpa = 33.000 t.

El precio de la anchoa en el Golfo de Vizcaya, en términos nominales, se mantuvo próximo 2€/kg a lo largo de 1987 hasta 1997, con un leve repunte en 1998, para luego bajar hasta 2001. Posteriormente, debido a la extracción restringida o escasez del producto, el precio aumentó a partir de 2002, pasando de 1,69€/kg a 10,67€/kg en 2006, representando un incremento del 530% durante ese periodo de tiempo. Posteriormente, a partir de 2010 se estabilizó en 2€/kg. (Figura 3.2).

Para los cálculos operativos se consideró el precio promedio ponderado para el periodo 1987 – 2016, que resultó igual a 2,021€/kg.

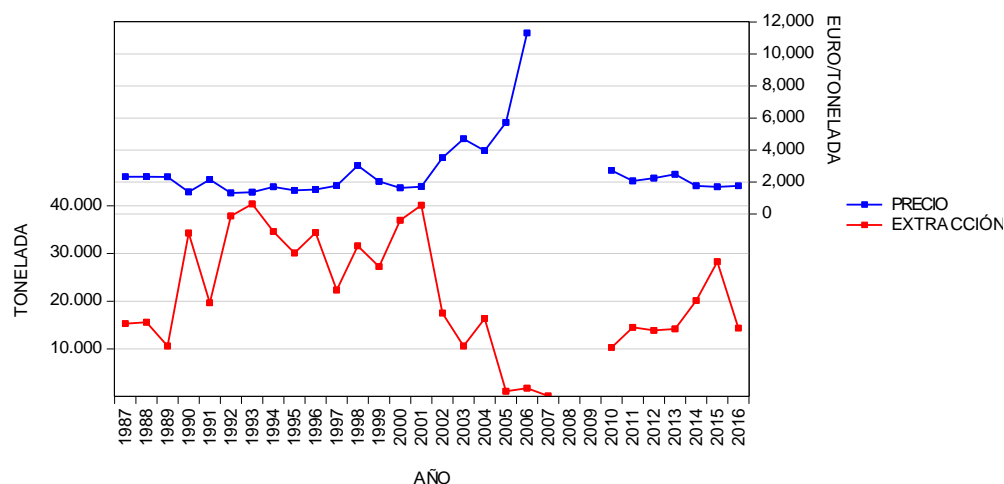
Figura 3.2 Evolución del precio de la anchoa en el Golfo de Vizcaya, en €/t



Fuente: Instituto Vasco de Estadística (2016)

La extracción del recurso y el precio del mismo siguieron tendencias contrarias, ya que en este caso, la oferta condiciona el precio. Conforme a lo observado, en los años de escasez del recurso se refleja el incremento en el precio del producto (Figura 3.3).

Figura 3.3 Evolución del precio y la extracción de la anchoa en el Cantábrico



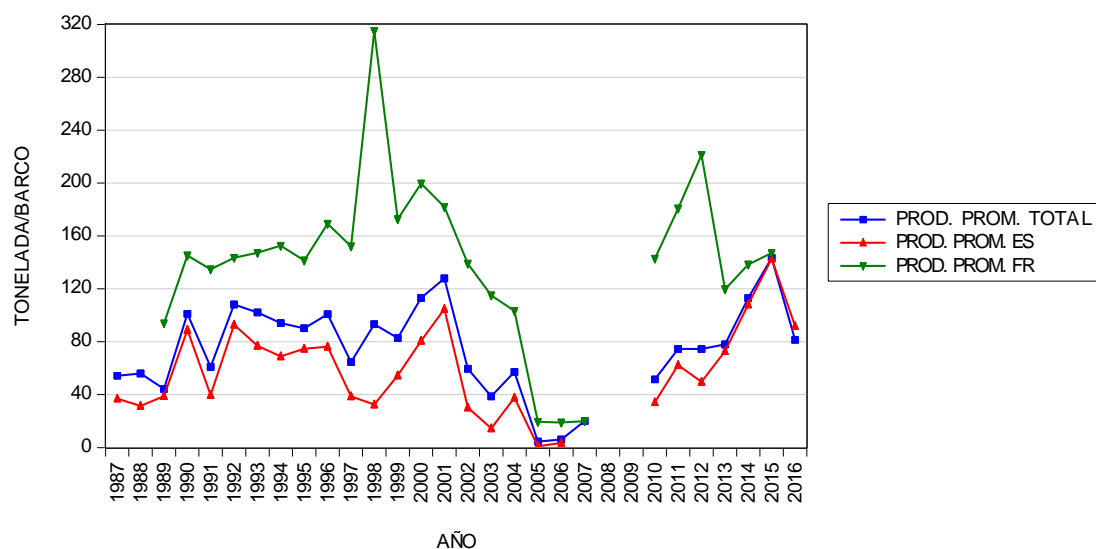
Fuente: ICES (2016) e Instituto Vasco de Estadística (2016)

El producto promedio (PME) o cantidad del recurso extraído por barco durante el periodo de 1987 a 2016 fue de 75t. En 1987 fue de 54t manteniéndose cercano a ese nivel hasta 1989; luego, se incrementó a 101t conservándose hasta 1996. Posteriormente, en 1997 disminuyó levemente para luego incrementarse hasta 2001, a partir del cual se produjo una notoria disminución hasta el año 2006 en 6 t/barco.⁴⁴ Luego del cierre, en el año 2010 el PME fue de 52 t/barco incrementándose hasta 143 t/barco en 2015, y 81 t/barco en 2016.

Asimismo, se observó que el PME de pescadores de Francia (135 t/barco) es mayor al PME de pescadores de España (59 t/barco) para la serie comprendida de 1987 a 2016, tal como lo señala la Figura 3.4. Esta diferencia evidencia, que la flota francesa utilizaba mayor tecnología que la española para la captura, permitiendo así disminuir los costes de captura y obtener un mayor margen para los agentes intervinientes en el proceso de la pesca y de comercialización.

⁴⁴ El producto promedio presentado se refiere a la extracción realizada por los pescadores de los dos países considerando la cantidad de barcos utilizados por los mismos para realizar la captura.

Figura 3.4 Producto promedio para España, Francia y total

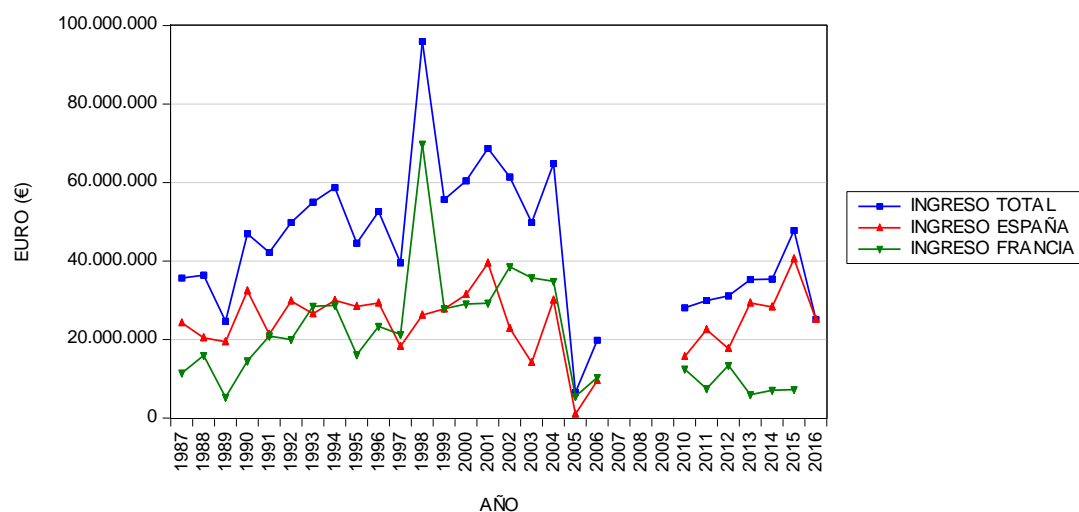


Fuente: ICES (2007)

Los ingresos nominales promedio para el periodo en estudio fue de 24.498.228 €/año y 20.765.261 €/año para España y Francia, respectivamente totalizando 44.494.405 €/año en el Cantábrico por la venta de anchoas (ICES, 2016; Departamento de Agricultura, Pesca y Alimentación del Gobierno Vasco, 2016). Nótese que en la década de los noventa y a partir del año 2000, específicamente hasta 2004, los ingresos brutos nominales se mantenían por encima de los 40.000.000 €, llegando incluso a situarse cerca de los 100.000.000 €, en el año 1998. En los años 2005 y 2006 se registraron los ingresos brutos más bajos de la pesquería en la zona con respecto a la especie objeto de estudio. Luego, después de la reapertura de la pesca en 2010 los ingresos brutos fueron creciendo hasta alcanzar el promedio histórico (Figura 3.5).

Por tanto, dada la importancia en el volumen de ingresos en la economía de la región, el control de este recurso es de especial interés tanto para las empresas, familias y autoridades encargadas de la gestión del caladero.

Figura 3.5 Ingresos provenientes de la pesca de la anchoa para ambos países, en €



Fuente: ICES (2007)

La UE dentro del marco de la Política Pesquera Común (PPC), regula la pesquería mediante el TAC, determinados a partir de criterios biológicos y tamaños mínimos de capturas que trata de limitar la captura de peces por medio del esfuerzo empleado. El ICES es la organización encargada de realizar los estudios científicos para la gestión de recursos marinos de la UE en el Atlántico Norte y desde 1976 estudia la población de peces y determina el TAC.⁴⁵ Las investigaciones científicas más relevantes acerca del comportamiento de la anchoa en la Zona VIII, son los elaborados por el ICES y el Centro Tecnológico del Mar y los Alimentos (AZTI).

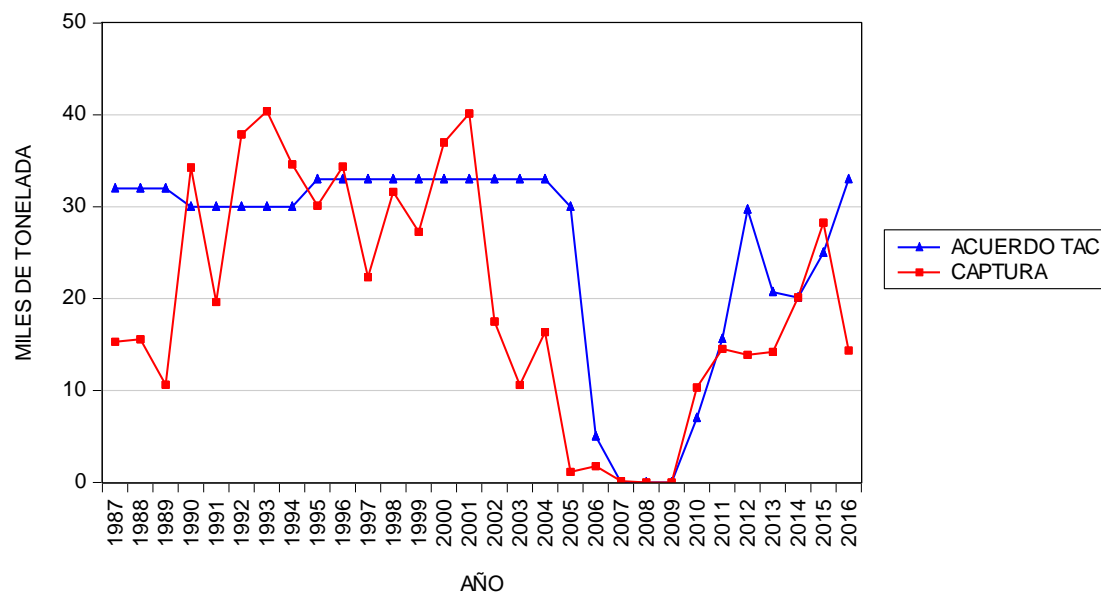
De acuerdo a lo observado, en varios periodos, las capturas de la anchoa en la Zona VIII no alcanzaron el TAC sugerido por el ICES y la UE.⁴⁶ Durante el periodo de

⁴⁵ Varela y Suris (1995) y Varela et al. (1989) han estudiado por medio de un modelo determinista la explotación de la sardina iberoatlántica, en donde, partiendo del modelo de Gordon (1954), Schaefer (1954, 1957) y la metodología sugerida por Henderson y Tugwell (1979) encontraron que este recurso estaba siendo sobre explotado conforme a las estadísticas de extracción para el periodo de 1976–1986. Existen además otros trabajos desarrollados por Gallastegui (1983), Gallastegui y Franquesa (1988) donde estudia principalmente las aplicaciones de los modelos bioeconómicos y además realiza un análisis económico de la pesca de la sardina en el Golfo de Valencia. Por su parte, la Food and Agricultural of Organization (FAO) en su Departamento de pesca cuenta con importantes estudios relacionados a la pesquería en sitios específicos y a nivel mundial.

⁴⁶ De acuerdo al informe de AZTI Tecnalia (2005) ante la posibilidad de un mal año de la pesquería, la recomendación científica para 2005 fue de establecer una cuota de 5.000t, sin embargo, el Consejo de Ministros de Pesca de la Unión Europea estableció un TAC anual de 30.000t. para la Zona VIII, y la pesca efectiva para el mismo año fue de 1.228t.

estudio, las predicciones, los acuerdos y las capturas no coincidían conforme a los datos históricos. Esto se observa en la Figura 3.6.

Figura 3.6 Acuerdo y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya, en miles de t



Fuente: ICES (2008 – 2016)

3.3.1 Material y métodos

El periodo considerado para el caso de estudio va desde 1987 hasta 2016. El modelo se estructuró utilizando datos de biomasa pesquera, capturas realizadas por España y Francia, esfuerzo empleado (cantidad de flota) y el precio del recurso, durante el periodo arriba indicado. El caso de estudio, se apoya en la teoría de explotación de los recursos naturales renovables.

Los datos de biomasa del recurso (stock), captura y esfuerzo provienen principalmente de la revisión de información de fuentes secundarias. Con relación a la biomasa del recurso se consideró la cantidad existente en la Zona VIII, en toneladas por año, de acuerdo a los resultados de investigación del ICES para el periodo comprendido entre 1987 y 2016.⁴⁷

⁴⁷ Según ICES (2007), los métodos de cuantificación de la biomasa son la de producción diaria de huevos y la acústica. Para este trabajo de investigación se consideraron los datos provenientes de la producción diaria de huevos. Para la biomasa en el año 1993, se utilizó el promedio de los datos de 1992 y 1994. Para mayor información se puede consultar el mismo documento, el informe sobre la Situación de la Anchoa (2005) de AZTI Tecnalia.

Con respecto a la captura, se contó en primer lugar, con la extracción registrada por pescadores de España y en segundo lugar, con la registrada por pescadores de Francia, en toneladas por año, ambas para el periodo comprendido entre 1987 y 2016. Con relación al esfuerzo pesquero, se utilizó el número de buques pesqueros de los dos países dedicados a la pesca de la anchoa en la misma zona para el mismo periodo.

Asimismo, se consideró el precio de la anchoa registrado por Eustat (2016), ponderado por la cantidad comercializada por año, ya que, este dato se consideró más adecuado que la media aritmética simple. El precio ponderado en el periodo 1987 – 2016 fue de 2.021 €/t, y expresado en valor corriente. La Tabla 3.1, resume la estadística descriptiva de las variables utilizadas para la estimación de la ecuación de biomasa y de la función de producción de la pesquería.

Tabla 3.1 Estadísticas descriptivas

Variable	Unidad	Media	Desviación típica	Coefficiente de Variación en %
Biomasa	T	44.544	38.313	86
Captura por España	T	11.436	7.666	67
Captura por Francia	T	8.373	6.745	81
Captura total	T	21.225	12.056	57
Embarcación de España	T	222	42	19
Embarcación de Francia	Un.	62	34	55
Embarcación total	Un.	272	83	31
Precio/Tonelada	€	2.666	2.025	76

Fuente: ICES (2016) e Instituto Vasco de Estadística (2016)

El modelo es representado a través de una función de crecimiento biológico y una función de producción que siguen la estructura básica presentada en el apartado 3.2. La ecuación de biomasa de la población de anchoa se supone una función logística⁴⁸. A partir de las expresiones [3] y [4] se obtiene $X_{t+1} = X_t(1 + a) - bX_t^2 - h_t$. En este caso (h_t) expresado en t disminuye el crecimiento del recurso en la misma cantidad

⁴⁸ Desarrollada por Gordon (1954) y Shaefer (1954, 1957).

que el crecimiento natural de la población de peces. Por tanto, el equilibrio biológico se alcanza cuando las capturas se igualan al crecimiento natural de la población de peces (Sydsaeter y Hammond, 1996).⁴⁹

En cuanto a la tecnología de extracción, la misma está en función a la cantidad de peces (biomasa) y del nivel de esfuerzo de pesca medido en número de botes utilizados por los pescadores de España y Francia. Se supone que los efectos de los demás factores variables están agregados en el parámetro A de la función de producción.

En este caso, se asume una tecnología representada por una función de producción tipo Cobb–Douglas (Flaaten, 1983)⁵⁰ $h_t = AX_t^{1-\alpha}E_t^\alpha$ donde, A y α son parámetros constantes positivos y E_t es una medida de esfuerzo (cantidad de botes utilizados para la extracción de anchoas).⁵¹ Entonces, considerando lo anterior, la expresión queda como $h_t = AX_tB_t^\alpha$, homogénea en X .

Para la estimación de la función de crecimiento biológico del recurso y de la función de producción se utilizó Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO), considerando las propiedades de los estimadores bajo el supuesto de normalidad.⁵²

En principio, la función de crecimiento biológico estimada arrojó un coeficiente de determinación menor al 0,50, debido a la alta variabilidad de los datos observados de la biomasa (CV = 65%). Con el fin de capturar el efecto, estabilizar y explicar el modelo especificado, se incorporaron variables ficticias (Tabla 3.7, 3.5 Apéndice 2). Se ha considerado el valor de uno en los años 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1997, 2000 y 2010, 2011, 2014, 2015 y 2016, y para los demás años, el valor de cero. Esta

⁴⁹ La ecuación de crecimiento biológico o curva de crecimiento natural de peces al pasar por el origen, la población mínima es cero (equilibrio inestable) y la máxima capacidad de carga a/b representada por K , en [2] y [3] (equilibrio estable). Para el nivel de stock $a/2b$ o RMS, la población tiene la tasa de crecimiento más alta, además de obtenerse el mayor nivel de extracción.

⁵⁰ Sydsaeter & Hammond (1996) mencionan que una función con dos variables que aparecen en varios modelos económicos es la Función Coob – Douglas, en donde, $F(x, y) = Ax^\alpha y^b$. En este caso A , a y b son constantes y $a + b = 1$. Según los mismos autores, la función debería llamarse “función de Wicksell” porque el economista Knut Wicksell (1851 – 1926) introdujo antes de 1900. Existen varias aplicaciones de funciones de producción en economía pesquera.

⁵¹ Si $E_t = B_t/X_t$, donde B_t se interpreta como la cantidad de botes utilizados para extraer una tonelada de peces (anchoas).

⁵² Gujarati (2004), menciona que los estimadores de MCO bajo el supuesto de Normalidad son: insesgados, con varianza mínima, consistentes, independiente e idénticamente distribuidos.

inclusión de variables ficticias permitió obtener parámetros más significativos y con un ajuste en el coeficiente de determinación cercano a uno, es decir, confiable para la creación de escenarios y cálculos. Asimismo, para la estimación de la función de producción, también fue necesaria la utilización de variables ficticias con valor de uno para los años de 1994, 1995, 1996, 2000, 2005, 2006, 2007, 2011 y 2013, y para los demás años el valor de cero (Tabla 3.7, 3.5 Apéndice 2), las que han permitido obtener parámetros consistentes, significativos y con ajuste en el coeficiente de determinación cercano a uno.

Los parámetros de ambas funciones (crecimiento biológico y de producción) fueron considerados para realizar simulaciones a partir de la expresión [16] del acápite 3.2, y las expresiones, resultantes del Hamiltoniano⁵³ planteado para la optimización de la biomasa, la extracción, el esfuerzo pesquero y la regulación pesquera (como el impuesto). Se ha evaluado el rendimiento máximo sostenible, el equilibrio económico y biológico y el equilibrio de propiedad común con la técnica del Control Óptimo (Clark, 1976; Neher, 1990). A pesar de toda la teoría generada a partir de la economía de recursos pesqueros, persisten los problemas en el manejo de los recursos y en especial la especie estudiada evidenciando que el sistema es más complejo que el análisis biológico realizado periódicamente.

Los resultados de las simulaciones de las variables citadas arriba se presentan en el 3.4 Apéndice 1. Los mismos se utilizaron para comparar la situación con la práctica actual, la inclusión de variables económicas en la gestión de los recursos naturales renovables, generando así un espacio de discusión con otros trabajos de investigación. Detalles de la gestión de la anchoa en el Golfo de Vizcaya, con manejo bajo propiedad privada y bajo libre acceso, se presenta en el 3.4 Apéndice 1.

3.3.2 Resultados y discusión

Los datos históricos de biomasa y extracción de la anchoa en la Zona VIII, del Mar Cantábrico por medio de la expresión [4] (Gordon, 1954; Schaefer, 1954, 1957)

⁵³ Castilho y Srinivasu (2007) aplicaron el Hamiltoniano y el principio del máximo de Pontryagin en recursos que varían en el tiempo.

permitieron estimar los parámetros correspondientes a la función de crecimiento natural, referente a la rapidez de crecimiento poblacional y el freno natural controlado por medio de la disponibilidad de alimentos, predadores y demás variables exógenas que intervienen en el mismo.

En primer lugar, se estimó la función de crecimiento natural de la anchoa en el área de estudio, por medio de la regresión cuadrática a través de MCO. Así, se obtuvo,⁵⁴

$$N_t = 1,102211X_t - 0,0000108X_t^2 - 60,450Db$$

La bondad de ajuste del modelo con relación al R^2 ajustado, ha presentado un valor de 0,89. Por otro lado, los valores “t” de Student han sido de 7,206298, -8,492520 y 14,92648 para X_t , X_t^2 y Db , respectivamente y los signos que acompañan a los coeficientes coinciden con lo esperado, especialmente para X_t , X_t^2 (Ver Salida 1, 3.6 Apéndice 3)⁵⁵. En cuanto a problemas de estimación, se descartan presencia de multicolinealidad, heteroscedasticidad y autocorrelación. El primero, por arrojar un coeficiente de determinación mayor a 0,8 y la significancia de las variables explicativas; el segundo, porque la prueba de White arrojó un valor ji cuadrado con 6 grados de libertad de 18,45 mientras el ji cuadrado crítico al 5% de significancia fue de 7,72 (Ver Salida 2, 3.6 Apéndice 3); el tercero, porque la prueba de Durbin Watson con 3 grados de libertad en el numerador y 29 grados de libertad en el denominador arrojó 1,21 mientras que el valor crítico al 5% de significancia fue d_L : 1,19 y d_U : 1,65.

De acuerdo a los datos recabados por FAO (2016) e ICES (2016) para el periodo de tiempo analizado, los resultados de la estimación de la función del crecimiento natural, es la que se acerca a la realidad conforme a la comparación realizada con los promedios de la biomasa.

⁵⁴ Varela y Surís (1994) estimaron una función de producción con los parámetros muy similares para la sardina iberoatlántica en España.

⁵⁵ El signo del primer parámetro es positivo y del segundo coeficiente es negativo, lo cual indica el freno de la población que puede estar relacionada con la disponibilidad de alimentos, predadores y la extracción realizada por el hombre.

El valor del primer parámetro de la función, la tasa de crecimiento “ r ” es 1,102211 y la máxima capacidad de carga “ K ” igual a 102.057 t que proviene del cociente del parámetro que acompaña a X_t entre el parámetro que acompaña a X_t^2 ($K = a/b$). Este resultado, corresponde a la suma de las capturas de anchoas realizadas por ambos países.

De acuerdo a Pindyck (1984) la tasa de crecimiento natural del recurso en un mercado con asignaciones de derechos de propiedad, es estocástica y genera incertidumbre en el riesgo sobre la tasa de retorno por unidad de stock y los beneficios del recurso.

Desde el punto de vista biológico, el equilibrio deseado es el RMS de modo que la tasa de capturas como máximo se iguale a la tasa de crecimiento del recurso. Asimismo, cualquier punto a la izquierda del RMS, puede fijarse como el límite inferior en cuanto a cantidad del recurso. Por cierto, de acuerdo a la estimación realizada el volumen de anchoa mínimo en el banco de pesca de la Zona VIII debe ser 51.028 t.

A partir de la función de crecimiento natural de la anchoa, se obtuvo la ecuación de crecimiento neto de la población, que de acuerdo a [4], es $\partial X/\partial t = 1,102211X_t - 0,0000108X_t^2 - h_t$.⁵⁶

Por otro lado, los datos históricos de biomasa y la cantidad de esfuerzo (barco pesquero que se dedican a la pesquería de anchoa) con base a la expresión [8] permitió obtener una regresión doble logarítmica por MCO. Con esto se obtuvo la estimación de la función de producción igual a,

$$\ln(h_t/X_t) = 1,868294 + 0,476288\ln B_t - 1,411164Dfp$$

La bondad de ajuste o valor R^2 ha sido de 0,86 y valores “ t ” de Student para el primer coeficiente de 4,654140, para el segundo de 6,010673 y para la variable ficticia de -7,892894 (Salida 3, 3.6 Apéndice 3). En cuanto a problemas de estimación, se descartan presencia de multicolinealidad, heteroscedasticidad y autocorrelación. El

⁵⁶ Esta expresión corresponde a la ecuación dinámica de crecimiento.

primero, por arrojar un coeficiente de determinación mayor a 0,8 y la significancia de las variables explicativas; el segundo, porque la prueba de White arrojó un valor ji cuadrado con 5 grados de libertad de 10,4199 mientras el ji cuadrado crítico al 5% de significancia fue de 16,7496 (Ver Salida 4, 3.6 Apéndice 3); el tercero, porque la prueba de Durbin Watson con 2 grados de libertad en el numerador y 27 grados de libertad en el denominador arrojó 1,71 mientras que el valor crítico al 5% de significancia fue $d_L=1,24$ y $d_U=1,55$.

De esta manera, la función de producción estimada de la pesquería de la anchoa para la Zona VIII, con las variables biomasa y cantidad de barcos, queda representada por $h_t = 6,4772368X_t^{0,476288}B_t^{0,523712}$. Los valores estimados de la función de producción en cada periodo se contrastaron con los valores observados de manera que los mismos puedan ser validados para su utilización.

Con las estimaciones de la función de crecimiento natural y de la función de producción, se encontraron los valores asociados al RMS correspondiente a la biomasa,⁵⁷ captura y esfuerzo pesquero. Así, se tiene que 51.028t corresponde a la biomasa o stock, 28.122t a la captura y 289 al esfuerzo pesquero, considerando la cantidad de barcos utilizados para la pesca por los dos países. De hecho, este punto presenta limitaciones puesto que los beneficios económicos son prácticamente nulos e incluso negativos.

Antes del cierre de la pesquería, las estimaciones realizadas por el Instituto Español de Oceanografía (2002) y AZTI (2005) la biomasa de precaución de 36.000t y 33.000t, respectivamente se encontraban por debajo del nivel del RMS de esta investigación.

Los valores promedios asociados a la gestión de la pesquería de la anchoa para el periodo de 1987 a 2016 presentados en la Tabla 3.1, indican que se tuvo 44.544t de biomasa, 21.225t de captura, con un esfuerzo de 272 barcos pesqueros. Comparando estos valores medios de biomasa, captura y esfuerzo con los estimados del RMS se

⁵⁷ De acuerdo a la teoría, el valor del stock en el RMS representa el límite o punto en el cual la tasa de crecimiento se iguala con la tasa de extracción más la tasa de mortalidad natural. Cualquier punto a la izquierda del RMS, puede causar una disminución progresiva del recurso.

observó que en la práctica la biomasa estaba por debajo del RMS y tanto las capturas como el esfuerzo se encontraban por encima del RMS, lo que indica claramente que en los últimos años del estudio, especialmente hasta 2001, la pesca por parte de los dos países se practicaba al límite coincidiendo de esta forma con la sobreexplotación del recurso.⁵⁸

El equilibrio deseable desde el punto de vista económico y biológico es el equilibrio bioeconómico (EBE) donde se maximizan los beneficios económicos a partir de la utilización del recurso natural. Castilho y Srinivasu (2007) demostraron que el modelo bioeconómico obtiene una solución global asintótica. Para la extracción bajo la asignación de derechos de propiedad, se partió del modelo básico, utilizando información de la Tabla 3.1. El Hamiltoniano⁵⁹, correspondiente a la expresión [11], que representa la maximización del valor presente de los beneficios descontados, se presenta a continuación,

$$J = e^{-\rho t} [p_p AX_t^{1-\alpha} B_t^\alpha - p_b B_t + q(aX_t - bX_t^2 - AX_t^{1-\alpha} B_t^\alpha)] \quad [20]$$

Donde, p_p es el precio del pescado, p_b es el precio del esfuerzo de pesca y ρ la tasa de descuento intertemporal. La variable de decisión o control es el nivel de esfuerzo (B), la variable de estado es el nivel de población (X) y $q(t) \equiv \lambda(t)e^{\rho t}$ es el precio sombra de valor corriente, por lo que $\hat{J} \equiv Je^{\rho t}$, es ahora el Hamiltoniano de valor corriente,

$$\hat{J} \equiv p_p AX_t^{1-\alpha} B_t^\alpha - p_b B_t + q(aX_t - bX_t^2 - AX_t^{1-\alpha} B_t^\alpha) \quad [21]$$

Derivando \hat{J} con respecto al esfuerzo y al nivel de población e igualando a cero, se tiene,

$$\frac{\partial \hat{J}}{\partial B_t} = \alpha p_p AX_t^{1-\alpha} B_t^{\alpha-1} - p_b - \alpha q AX_t^{1-\alpha} B_t^{\alpha-1} = 0 \quad [22]$$

⁵⁸ Clark (1990) se refiere a que cualquier punto a la izquierda del RMS en el plano, implica peligro de extinción, aunque en este caso puede ser repuesto porque el recurso puede trasladarse libremente de un banco a otro.

⁵⁹ Barro, R. y X. Sala-i-Martin (2004).

$$\frac{\partial \hat{J}}{\partial X_t} = (1 - \alpha)p_p AX_t^{-\alpha} B_t^\alpha + q[a - 2bX_t] - q[(1 - \alpha)AX_t^{-\alpha} B_t^\alpha] = \rho q - q \quad [23]$$

Asimismo, derivando \hat{J} con respecto al precio sombra e igualando al cambio del nivel de población con respecto al tiempo, se tiene,

$$\frac{\partial \hat{J}}{\partial q} = aX_t - bX_t^2 - AX_t^{1-\alpha} B_t^\alpha = \dot{X}_t \quad [24]$$

La condición de transversalidad es:

$$q(T)e^{-\rho T} X(T) = 0 \quad [25]$$

Esto muestra que en el estado $t = T$.

De modo a simplificar el nivel de esfuerzo, se tomó a L_t como la cantidad de botes por el nivel de población, quedando, $L_t = B_t/X_t$.

Reordenando la expresión [22], se tiene,

$$q = p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \quad [26]$$

Llevando la expresión [23] en [24] se tiene,

$$\begin{aligned} -\dot{q} &= (1 - \alpha)p_p AL_t^\alpha + \left[p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \right] (a - 2bX_t) - \left[p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \right] ((1 - \alpha)AL_t^\alpha) \\ &\quad - \left[p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \right] \rho \end{aligned}$$

Ahora, reordenando la expresión anterior, queda,

$$\dot{q} = \alpha AL_t^{\alpha-1} \left[\frac{\rho - (a - 2bX_t)}{\rho + AL_t^\alpha (1 - \alpha) - (a - 2bX_t)} \right] - \frac{p_b}{p_p} \quad [27]$$

Para evaluar en el óptimo, [24] y [27] se igualan a cero, por lo que, $X \dot{=} 0$ y $\dot{q} = 0$.

Por lo tanto, se tiene,

$$aX_t - bX_t^2 - AX_t^{1-\alpha}L_t^\alpha = 0 \quad [28]$$

$$Y, \quad \alpha AL_t^{\alpha-1} \left[\frac{\rho - (a - 2bX_t)}{\rho + AL_t^\alpha(1-\alpha) - (a - 2bX_t)} \right] - \frac{p_b}{p_p} = 0 \quad [29]$$

Despejando L_t de la expresión [28], queda:

$$L_t = \left[\frac{(a - bX_t)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad [30]$$

Asimismo, [30] puede expresarse como:

$$B_t = X_t \left[\frac{(a - bX_t)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad [30.1]$$

De acuerdo a lo observado en la Figura 3.4, el producto promedio pesquero para el periodo 1987 – 2016 para los dos países fue de 75 t/barco y de acuerdo a Eustat (2016). En el presente estudio, el esfuerzo está representado por la cantidad de barcos (B_t). La captura por unidad de esfuerzo (CAPUE) para los pescadores de España fue de 59 t/barco, mientras que para los pescadores de Francia fue de 135 t/barco, es decir, que la CAPUE para Francia fue 230% mayor que España.

Ahora, [30.1] en [29]

$$X^* = \frac{a}{b} + \frac{1}{b} \left\{ \alpha \frac{p_p}{p_b} A^{\frac{1}{\alpha}} (bX - a) \left[\frac{2bX - a + \rho}{bX(\alpha+1) - a\alpha + \rho} \right] \right\} \quad [31]$$

La CAPUE o producto promedio de 75 t/barco y el número de marineros pescadores permitieron obtener la solución probable, en el cual el cociente del coste en €/barco entre el precio promedio ponderado de la anchoa es de 75⁶⁰, cuyo resultado se consideró para calcular los valores óptimos asociados a la información obtenida con

⁶⁰ Este cálculo, se asocia con los resultados en la práctica de biomasa, extracción y esfuerzo promedios.

el modelo utilizado. Así con la expresión [31] la biomasa óptima a mantenerse por periodo resultó de 74.980t.⁶¹

Para obtener la cantidad de barcos, se reemplaza [31] en [30.1].

$$B^* = X^* \left[\frac{(a-bX^*)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad [32]$$

Con esta expresión la cantidad óptima de barcos es de 112 (Tabla 3.2, en 3.5 Apéndice 2). De acuerdo a lo observado, el promedio histórico fue de 272 barcos.

Por último, para obtener h_t se reemplaza X_t y B_t en la función de producción original; luego, se tiene,

$$h^* = AX_t^{*1-\alpha} B^{*\alpha} \quad [33]$$

De acuerdo a la expresión [33], la captura o extracción óptima es de 21.926t (Tabla 3.2, en 3.5 Apéndice 2).⁶² Esto implica que de acuerdo a los resultados de la aplicación de esta metodología, la extracción de anchoa debe ser aproximadamente de 1/4, o en otros términos el 29% de la biomasa existente⁶³. Castilho y Srinivasu (2007) consideran que los resultados de la solución óptima, permite a la Administración Central implementar una política de capturas óptimas apropiadas a partir de los coeficientes estimados y la simulación con el modelo diseñado para el efecto.

El producto promedio óptimo resulta del cociente entre la captura óptima y la cantidad óptima de barco, que para el banco de pesca debe ser 112 t/barco (Tabla 3.2, en 3.5 Apéndice 2).⁶⁴

⁶¹ Del Valle (1998), ha estimado una biomasa óptima con un límite inferior de 75.000t y superior de 100.000t.

⁶² Este resultado se acerca a la propuesta de TAC bioeconómico realizado por Del Valle (1998) que oscilaba entre 18.000 y 26.000t.

⁶³ Bousquet et al. (2008) explicaban que la tasa de captura constante proveniente del modelo bioeconómico, es un supuesto que debía ser estudiado y validado para definir TAC y obtener resultados más realistas. Además, se refieren a que existen bancos de pesca en donde se adoptan estrategias de manejo que definen umbrales para reducir la tasa de extracción.

⁶⁴ Del Valle (1998) había sugerido que el número de embarcaciones no debía superar 222.

Este resultado difiere al TAC de la anchoa en el Golfo de Vizcaya que se aplicaba en cada periodo, especialmente si se observa la predicción de capturas recomendada por los centros de investigación y el acuerdo fijado por la administración central que se encargan de la regulación del recurso.

Para encontrar el precio sombra de la anchoa (multiplicador dinámico), se reemplaza las expresiones [31] y [32] en [26] y se tiene,

$$q^* = \frac{p_p A(B_t/X_t)^{\alpha(1-\alpha)}}{A(B_t/X_t)^{\alpha(1-\alpha)} + \rho - (a-2bx)} \quad [34]$$

Donde, q es el valor marginal imputado a la anchoa. El resultado de esta senda óptima permitió encontrar el precio sombra de la anchoa, que arrojó un valor de 392€/t (Tabla 3.5, en 3.5 Apéndice 2).

La solución óptima está conformada por valores que permite observar que los resultados estimados se encuentran a la izquierda del RMS, conforme al planteamiento teórico utilizado en la investigación.

El sistema de explotación durante el periodo en estudio en el modelo, es idéntico al denominado de propiedad común, puesto que utilizando las expresiones algebraicas referentes al mismo y contrastados con los valores medios asociados a partir de la observación, se tiene que los beneficios se igualan a cero y el crecimiento biológico del recurso no es considerado para la explotación⁶⁵.

De acuerdo al informe del Banco Mundial y la FAO (2009), la pesca de captura posee un índice de rentabilidad igual o incluso inferior a cero, y cuestan a la economía mundial una pérdida de unos US\$50.000 millones al año.

⁶⁵ Clark (1976, 1990), Varela y Surís (1994), Smith et al. (2008) expresan que el equilibrio libre accesos es ineficiente porque en este punto la presencia de beneficios positivos atrae a nuevos agentes hasta que los beneficios se hacen cero y porque el esfuerzo requerido para la extracción es mayor al del equilibrio bioeconómico.

El manejo bajo propiedad común lleva los beneficios económicos iguales a cero, donde el beneficio desaparece, degrada el recurso, aunque según Smith et al. (2008) aquellas pesquerías manejadas biológicamente, los beneficios también desaparecen, pero la biomasa se mantiene a niveles deseados. Si el recurso renovable está sujeto al libre acceso o cercano a éste no puede restringirse la captura a todos los barcos pesqueros, pero un mejor manejo es una condición necesaria para mejorar los beneficios económicos del sector (Brander y Scout, 1997). En el caso de libre acceso o propiedad común la función de beneficios queda de esta manera,

$$\text{máx} \int_0^{\infty} [p_p h_t - p_b B_t] e^{-\rho t} dt = 0 \quad [35]$$

Luego, se sabe que:

$$h_t = aX_t - bX_t^2 \quad [36]$$

$$h_t = AX_t L_t^\alpha \quad [37]$$

$$h_t \geq 0$$

$$X_t \geq 0$$

De la expresión [35] queda:

$$\frac{AX_t L_t^\alpha}{B_t} = \frac{p_b}{p_p} \quad [38]$$

Se sabe que [36] es la misma expresión de [30.1]

$$B_t = X_t \left[\frac{(a - bX_t)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}}$$

Luego, llevando ésta expresión en [38], se obtiene,

$$B_t = \frac{a}{b} - b \frac{A^{1-\alpha}}{(p_b/p_p)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}}} \quad [39]$$

Así, como en el caso del equilibrio económico y biológico, la biomasa bajo el esquema de libre acceso resultó de 37.400t (Tabla 3.3, en 3.5 Apéndice 2).

Pero, como se sabe también que,

$$B_t = X_t \left[\frac{A}{p_b/p_p} \right]^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad [40]$$

Con esta expresión, la cantidad de embarcación resultó 348 (Tabla 3.3 en 3.5 Apéndice 2).

Llevando las expresiones [19] y [20] a la función de producción original, se obtiene h_t ,

$$h_t = B_t^\alpha X_t^{1-\alpha} \quad [41]$$

De acuerdo a esta expresión, el nivel de extracción sería de 26.116 t (Tabla 3.3, en 3.5 Apéndice 2). El producto promedio, por tanto es de 75 t/barco. Estos resultados obtenidos son similares a la información presentada en la Tabla 3.1, ya que bajo este esquema, los números son similares al promedio histórico presentado.

Para observar el comportamiento de la pesca de la anchoa en la Zona VIII se procedió a simular situaciones, dado que el mercado es impredecible y detrás existe cierta incertidumbre. De acuerdo Varela y Surís (1994) un encarecimiento en la extracción o una caída en el precio del recurso natural, aumenta el salario real del esfuerzo.

Por tanto, esto llevaría a que los pescadores de ambos países reduzcan el esfuerzo, para que consecuentemente disminuyan las capturas permitiendo de esa manera la regeneración de la anchoa y el aumento de la población de peces. Esto sucede tanto para la explotación bajo único dueño como para el esquema bajo libre acceso, pero con una diferencia fundamental que para el primer caso se maneja mayor nivel de

biomasa⁶⁶, menor esfuerzo y menor volumen de extracción que la explotación bajo libre acceso⁶⁷.

Así como mencionan Beddington et al. (1975), el sistema de producción en el Cantábrico con esta especie llegó a un nivel crítico de población, ya que por debajo de este nivel, evidentemente tendía a cero. La disminución progresiva de la biomasa a partir 2002 llevó al cierre del caladero de 2005 a 2009.

Manteniendo el precio del recurso y el coste de extracción, pero variando la tasa social de descuento (ρ), para la solución de equilibrio bioeconómico el nivel de stock de la biomasa disminuye, y tanto el nivel de esfuerzo como la extracción aumentan. Es decir, que el dinero es más valorado en el presente, por tanto, será conveniente comercializar la mayor cantidad posible de anchoa para destinar el dinero a otra alternativa que posibilite más ingresos al agente privado⁶⁸.

Esto coincide con Holland (2003), ya que el precio resultante del equilibrio, aumenta con la tasa de descuento. Hoel (1978), expresa que si el aumento de beneficios económicos es suficiente como para prevenir la extinción, la pérdida de bienestar con la competencia no es preocupante, pero si el aumento de beneficios se presenta a escala, el recurso tiende al extinguirse.

Con respecto a la regulación, la Administración Central puede intervenir aplicando un impuesto que permita internalizar la externalidad generada por la explotación del recurso (Clark, 1990; Arnason, 1989; Surís, 1993; Weitzman, 2002; Heaps, 2003 y Boyce, 2004).⁶⁹ Este instrumento económico se utiliza para internalizar el coste social dentro de la actividad productiva y también con fines de disminuir la presión sobre el recurso natural, teniendo así un control más efectivo sobre la explotación. La regulación normalmente aplicada es aquella que se relaciona con el control de los factores para la reducción de la flota y las medidas técnicas para el control de la pesca

⁶⁶ Ver Tabla 3.2, en 3.5 Apéndice 2.

⁶⁷ Ver Tabla 3.3, en 3.5 Apéndice 2.

⁶⁸ Ver Tabla 3.4, en 3.5 Apéndice 2.

⁶⁹ Se refieren a la optimización y la elección de instrumentos para la regulación de la pesca.

por tamaño detalladas en Sutinen (1999) y de esa manera ejercer menos presión sobre el recurso pesquero.

Partiendo nuevamente del Hamiltoniano,

$$\hat{J} \equiv p_p A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha - p_b B_t + q(a X_t - b X_t^2 - A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha)$$

Con la variable τ incluida que representa el impuesto. La condición necesaria del máximo indica que $\frac{\partial \hat{J}}{\partial B_t} = 0$, resultando,

$$\tau = q + \frac{p_b}{\alpha A L^{\alpha-1}} - \frac{p_b}{A L^{\alpha-1}} \quad [42]$$

Para calcular la tasa de imposición en el modelo planteado, se utilizó la expresión [42]. Para ello, en primer lugar se calculó el precio sombra de la anchoa, que arrojó un valor de 0,379 €/kg. Dado que la imposición está en función del precio sombra, la estimación se realizó utilizando una tasa de descuento intertemporal del 12%⁷⁰. Con este resultado, la administración central, puede recaudar entre 27.300.000 y 28.300.000 €/año, equivalente a una tasa impositiva del 64% sobre el precio de mercado de la anchoa⁷¹.

Según Henderson y Tugwell (1979), las pérdidas de bienestar de la “no regulación de la pesca” están entre 20 y 30% del valor de mercado de las capturas, aunque en este particular caso, la pérdida es del 64%. Esto se debe a que la biomasa ha disminuido de manera abrupta en los últimos años antes del cierre. Los datos indican que una reducción en la tasa de captura estimularía la regeneración aportando beneficios mayores a partir de la regulación.

De acuerdo a Castilho y Srinivasu (2007), las políticas óptimas de captura y las sendas óptimas pueden ser fácilmente calculadas y las soluciones son globales y asintóticamente estables en las respectivas políticas de extracción. Si la recuperación

⁷⁰ Ver Tabla 3.6, en 3.5 Apéndice 2.

⁷¹ Este resultado es casi el doble a lo obtenido por Varela y Surís (1994) para la sardina iberoatlántica. Es superior por el efecto en el incremento de que sufrió la anchoa debido principalmente a la escasez en los últimos años.⁷² Véase Benchekroun y Van Long (2002).

natural del recurso es rápida después de una disminución brusca, y si la demanda es elástica de modo que baje la tasa de extracción cuando la biomasa es baja, luego, será necesaria menos regulación.

Döring y Egelkraut (2008) señalaban que una flota reducida acompañada de un método de pesca que dependa del tamaño conduce al equilibrio, por tanto, la política debe dirigirse restringiendo el número de licencias y la pesca permisible, reduciendo de esa manera la incertidumbre entre los pescadores. Tal como presenta Holland (2003), si se limita la extracción se llega a un equilibrio Walrasiano y cada empresa gana lo suficiente como para cubrir su estructura de costes.

Es común observar discusiones sobre estrategias óptimas, pero esas estrategias no son precisas, por tanto, la información debe ser bien filtrada y analizada en forma tal que los resultados acompañen a la aplicación de una política favorable para la sociedad. En la mayoría de los casos, la evidencia empírica menciona que se producen comportamientos de sobreexplotación de los recursos renovables en zonas comunes de extracción, por tanto, es importante reflexionar y analizar que podría ser inducido por las valoraciones falsas combinadas con políticas inadecuadas.

Pilling et al. (2016) encontraron que para obtener un máximo rendimiento económico, el esfuerzo debe reducirse al mínimo y esto es incompatible con los objetivos de empleo en el sector pesquero o el nivel de los ingresos por licencias de embarcaciones. Proponen establecer niveles de desempeño económico subóptimos mejorados, con ingresos equivalentes y con reducciones menos traumáticas de esfuerzo. Se debe establecer un punto de referencia aceptable y compatible con los objetivos de la pesquería y las formas de transición de los niveles de pesca recientes para garantizar que las flotas permanezcan viables.

La incertidumbre tiene implicaciones importantes en la regulación, pero las mismas tendrán que ser tratadas con cuidado para cada mercado en particular. Así como presenta Moxnes (1998) las valoraciones falsas de la regeneración son de particular importancia para los recursos pesqueros que se explotan en escalas nacionales, regionales, o globales y para esto es imprescindible realizar un buen trabajo desde el

inicio. Prellezo (2017) concluye que las poblaciones que presentan mucha variabilidad como los pelágicos pequeños tienen un mayor valor esperado de la información que aquellos con menor variabilidad natural como los demersales. En síntesis, proporciona la ganancia marginal de adquirir nueva información o (lo que debería ser) el costo marginal máximo (aceptable para el tomador de decisión) de adquirir dicha información.

La evidencia empírica dice que la incertidumbre biológica aumenta la necesidad de la regulación, sin embargo, la misma dependerá de la velocidad de regeneración del recurso y las características de demanda de mercado. Arrow y Fisher (1974) mencionan que la existencia de incertidumbre es una cuestión importante dentro de un negocio y que normalmente lleva a una reducción en los beneficios netos de la actividad productiva.

Como proponía Flaaten (1983), lo ideal es que el nivel óptimo de biomasa pesquera se alcance cuanto antes para que la industria se encuentre en un nivel de producción sostenible, o hasta que ocurran cambios en parámetros exógenos. Si el comportamiento de la biomasa es estacional, las capturas también deben ser estacionales. Una captura estacional, permite que el tiempo óptimo de pesca bajo manejo tenga una temporada más corta de pesca que el de libre acceso.

Es necesario asimilar la economía en el problema del manejo de las pesquerías, la importancia de la relación de la CAPUE y la incorporación de más variables económicas que expliquen a cabalidad la situación y obtener valoraciones más precisas a las habituales. De hecho, las investigaciones deben incluir a los factores que influyen en la tasa de descuento de los pescadores y la aplicación de políticas de regulación combinadas para revertir los fracasos continuos registrados en los últimos años antes del cierre de la pesquería. Tal como mencionaban Döring y Egelkraut (2008), la biomasa de precaución en la pesquería no es insuficiente para fijar el TAC, puesto que variables económicas influyen sobre las capturas del recurso.

Russo et al. (2014) en su análisis mencionaron que el modelo de la Gestión del Espacio de los Recursos Demersales de Pesca de Arrastre (SMART) por sus siglas en inglés

proporciona valiosa información sobre el impacto de las medidas de gestión que pueden resultar útiles para el desplazamiento de especies de las pesquerías demersales.

Zhang et al. (2016) sugieren evaluar otras normas, metas y umbrales de control de la pesca para la ordenación pesquera dentro de consideraciones ecológicas más amplias, que incluyen las interacciones de las especies, el cambio climático, la conservación del hábitat y los factores socioeconómicos.

3.3.3 Comentarios finales

En la actualidad, para las estimaciones y la definición de las cuotas, los centros de investigación se basan técnicas probabilísticas bayesianas a partir de datos de la producción diaria de huevos del recurso y acústica, recabadas a partir de muestreos específicos. Es decir, que las variables tienen relación con el crecimiento natural, que se aplican antes de la faena y no consideran la migración positiva o negativa que pueda sufrir la población dentro del área. En tanto que, el modelo económico y biológico utiliza datos históricos que permiten analizar el comportamiento de la misma a través del tiempo, además de reflejar valoraciones acotadas y conservadoras.

Las técnicas econométricas complementadas con los procesos de optimización permiten ajustar estas variaciones, reflejada en una senda de equilibrio estable, facilitando de esa manera la tarea a los tomadores de decisión. Cuando la biomasa de precaución y límite, son menores que el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), se observan unos periodos críticos hasta que el recurso retoma la senda tendiente a su capacidad de carga. Por tanto, la aplicación de estos modelos orienta a la Administración Central, en la definición de políticas que favorezcan el bienestar social.

La pesca de la anchoa sin duda forma parte de una fuente de ingreso importante para los pescadores de España y Francia en toda la Zona VIII del Mar Cantábrico. Con la aplicación del modelo económico y biológico a los datos históricos observados, la extracción promedio de anchoa por parte de los pescadores de España y Francia ha sido similar a la captura del RMS y esto responde a que la extracción en algunos casos

superaba a la regeneración natural, puesto que de acuerdo a las estimaciones del crecimiento natural, se ubica a la izquierda del RMS, que sin dudas tiene relación con las decisiones tomadas por los administradores. En este caso, los resultados reflejan que la misma se encontraba bajo un modelo de explotación de propiedad común.

Por tanto, el modelo económico y biológico sigue siendo una garantía para la aplicación de políticas pesqueras y ante esta perspectiva deben ser ajustados a la situación de la Zona VIII para garantizar el equilibrio y la sostenibilidad de la producción y el consumo de la anchoa, beneficiando a los pescadores y consumidores de ambos países, puesto que el precio no alcanzaría niveles tan elevados como lo acontecido en el periodo 2002 – 2006.

Las estimaciones realizadas en este capítulo corroboran que la explotación de la anchoa en el Golfo de Vizcaya en los últimos 25 años no se gestionó de forma sostenible, así como lo demuestran otros resultados y trabajos de investigación presentados por el ICES desde 2005. Estas valoraciones coinciden con las malas campañas de 2006 y 2007 en las cuales las capturas totales fueron de 1.752t y de 137t, respectivamente.

Luego del cierre, la UE bajó el TAC de la anchoa, acercándose a las estimaciones y los porcentajes de captura obtenidos en este capítulo, aunque en el último periodo el acuerdo del TAC volvió a 33 t.

A priori es conveniente estructurar un programa de recuperación incluyente, formando parte del mismo los principales actores y proseguir con las investigaciones en este campo, incluyendo herramientas, técnicas dinámicas y variables que incorporen biología, productores, consumidores y reguladores, cerrando el flujo a través de una situación de equilibrio, que hasta el momento no se logró con la pesca de la anchoa en el Golfo de Vizcaya. Con esto se puede concluir, que para fijar el TAC, la biomasa de precaución en la pesquería no es insuficiente, puesto que las variables económicas tienen peso sobre las capturas del recurso. La experiencia de la UE en el manejo de la anchoa muestra que el marco preventivo no es fácil implementar, principalmente por los resultados obtenidos en los últimos veinte años.

3.4 Apéndice 1

3.4.1 Extracción bajo asignación de derechos de propiedad

El Hamiltoniano, que representa la maximización del valor presente de los beneficios descontados,

$$J = e^{-\rho t} [p_p A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha - p_b B_t + q(a X_t - b X_t^2 - A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha)] \quad [1]$$

La variable de decisión o control es el nivel de esfuerzo (B), la variable de estado es el nivel de población (X) y $q(t) \equiv \lambda(t)e^{\rho t}$ es el precio sombra de valor corriente, por lo que $\hat{J} \equiv J e^{\rho t}$ es ahora el Hamiltoniano de valor corriente,

$$\hat{J} \equiv p_p A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha - p_b B_t + q(a X_t - b X_t^2 - A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha) \quad [2]$$

Derivando \hat{J} con respecto al esfuerzo y al nivel de población e igualando a cero, se tiene,

$$\frac{\partial \hat{J}}{\partial B_t} = \alpha p_p A X_t^{-\alpha} B_t^{\alpha-1} - p_b - \alpha q A X_t^{1-\alpha} B_t^{\alpha-1} = 0 \quad [3]$$

$$\frac{\partial \hat{J}}{\partial X_t} = (1-\alpha) p_p A X_t^{-\alpha} B_t^\alpha + q[a - 2b X_t] - q[(1-\alpha) A X_t^{-\alpha} B_t^\alpha] = \rho q - q \quad [4]$$

Asimismo, derivando \hat{J} con respecto al precio sombra e igualando al cambio del nivel de población con respecto al tiempo, se tiene,

$$\frac{\partial \hat{J}}{\partial q} = a X_t - b X_t^2 - A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha = \dot{X}_t \quad [5]$$

La condición de transversalidad es:

$$q(T) e^{-\rho T} X(T) = 0 \quad [6]$$

De modo a simplificar el nivel de esfuerzo, se tomó a L_t como la cantidad de botes por el nivel de población, quedando, $L_t = B_t/X_t$.

Reordenando la expresión [3], se tiene,

$$q = p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \quad [7]$$

Llevando la expresión [4] en [5]

$$\begin{aligned} -\dot{q} = (1 - \alpha)p_p AL_t^\alpha + \left[p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \right] (a - 2bX_t) - \left[p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \right] ((1 - \alpha)AL_t^\alpha) \\ - \left[p_p - \frac{p_b}{\alpha AL_t^{\alpha-1}} \right] \rho \end{aligned}$$

Ahora, reordenando la expresión anterior, se tiene,

$$\dot{q} = \alpha AL_t^{\alpha-1} \left[\frac{\rho - (a - 2bX_t)}{\rho + AL_t^\alpha (1 - \alpha) - (a - 2bX_t)} \right] - \frac{p_b}{p_p} \quad [8]$$

Para evaluar en el óptimo, [5] y [8] se igualan a cero, por lo que, $\dot{X} = 0$ y $\dot{q} = 0$.

Así, se tiene,

$$aX_t - bX_t^2 - AX_t^{1-\alpha} L_t^\alpha = 0 \quad [9]$$

$$Y, \quad \alpha AL_t^{\alpha-1} \left[\frac{\rho - (a - 2bX_t)}{\rho + AL_t^\alpha (1 - \alpha) - (a - 2bX_t)} \right] - \frac{p_b}{p_p} = 0 \quad [10]$$

De [9], queda:

$$L_t = \left[\frac{(a - bX_t)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad [11]$$

También, [30] puede expresarse como:

$$B_t = X_t \left[\frac{(a-bX_t)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad [11.1]$$

Ahora, [11.1] en [10]

$$X^* = \frac{a}{b} + \frac{1}{b} \left\{ \alpha \frac{p_p}{p_b} A^{\frac{1}{\alpha}} (bX - a) \left[\frac{2bX - a + \rho}{bX(\alpha+1) - a\alpha + \rho} \right] \right\} \quad [12]$$

Luego, [12] en [11.1]

$$B^* = X^* \left[\frac{(a-bX^*)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad [13]$$

Por último, para obtener h_t se reemplaza X_t y B_t (evaluando en el óptimo) en la función de producción original; luego, se tiene,

$$h^* = AX_t^{*1-\alpha} B^{*\alpha} \quad [14]$$

Asimismo, para encontrar el precio sombra de la anchoa (multiplicador dinámico), se reemplaza las expresiones [11] y [13] en [7] y se tiene,

$$q^* = \frac{p_p A (B_t/X_t)^{\alpha(1-\alpha)}}{A (B_t/X_t)^{\alpha(1-\alpha)+\rho-(a-2bx)}} \quad [15]$$

Donde, q^* es el valor marginal imputado a la anchoa.

3.4.2 Extracción bajo competencia o propiedad común

En el caso de libre acceso los beneficios se hacen cero, por tanto, la función de beneficios queda de esta manera,

$$\text{máx} \int_0^{\infty} [p_p h_t - p_b B_t] e^{-\rho t} dt = 0 \quad [16]$$

Luego, se sabe que:

$$h_t = aX_t - bX_t^2 \quad [17]$$

$$h_t = AX_tL_t^\alpha \quad [18]$$

$$h_t \geq 0$$

$$X_t \geq 0$$

De la expresión [16] queda:

$$\frac{AX_tL_t^\alpha}{B_t} = \frac{p_b}{p_p} \quad [18]$$

Ahora, [17] se sabe que es la misma expresión de [11.1]

$$B_t = X_t \left[\frac{(a - bX_t)}{A} \right]^{\frac{1}{\alpha}}$$

Luego, llevando ésta expresión en [18], se obtiene,

$$B_t = \frac{a}{b} - b \frac{A^{\frac{1}{1-\alpha}}}{(p_b/p_p)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}}} \quad [19]$$

Pero, como se sabe también que,

$$B_t = X_t \left[\frac{A}{p_b/p_p} \right]^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad [20]$$

Por último, llevando las expresiones [19] y [20] a la función de producción original, se obtiene h_t :

$$h_t = B_t^\alpha X_t^{1-\alpha} \quad [21]$$

3.4.3 Tasa de imposición

Partiendo nuevamente del Hamiltoniano,

$$\hat{J} \equiv p_p A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha - p_b B_t + q(aX_t - bX_t^2 - A X_t^{1-\alpha} B_t^\alpha)$$

Con la variable τ incluida que representa el impuesto. La condición necesaria del máximo indica que $\partial \hat{J} / \partial B_t = 0$, resultando,

$$\tau = q + \frac{p_b}{\alpha A L^{\alpha-1}} - \frac{p_b}{A L^{\alpha-1}} \quad [22]$$

3.5 Apéndice 2

Tabla 3.2 Soluciones bajo asignación de derechos de propiedad

Pp	Pb	X	B	Y	PME
2.021	0	45.473	320	27.789	87
2.021	2.021	45.835	318	27.831	87
2.021	4.042	46.205	316	27.871	88
2.021	6.063	46.582	314	27.908	89
2.021	8.084	46.968	312	27.944	89
2.021	10.105	47.360	310	27.977	90
2.021	12.126	47.761	308	28.007	91
2.021	14.147	48.168	306	28.034	92
2.021	16.168	48.583	304	28.057	92
2.021	18.189	49.004	301	28.078	93
2.021	20.210	49.433	299	28.094	94
2.021	30.315	51.662	285	28.118	99
2.021	40.420	54.002	270	28.026	104
2.021	50.525	56.396	253	27.811	110
2.021	60.630	58.780	236	27.473	117
2.021	70.735	61.101	218	27.026	124
2.021	80.840	63.317	201	26.491	132
2.021	90.945	65.402	185	25.891	140
2.021	101.050	67.342	170	25.248	149
2.021	121.260	70.788	143	23.905	167
2.021	141.470	73.699	122	22.571	186
2.021	151.575	74.980	112	21.926	195
2.021	161.680	76.157	104	21.302	205
2.021	181.890	78.242	89	20.124	225
2.021	202.100	80.025	78	19.041	245

Tabla 3.3 Soluciones bajo libre acceso

Pp	Pb	X	B	Y	PME
2.021	0	-	-	-	-
2.021	2.021	-	-	-	-
2.021	4.042	-	-	-	-
2.021	6.063	-	-	-	-
2.021	8.084	-	-	-	-
2.021	10.105	-	-	-	-
2.021	12.126	-	-	-	-
2.021	14.147	-	-	-	-
2.021	16.168	-	-	-	-
2.021	18.189	-	-	-	-
2.021	20.210	-	-	-	-
2.021	30.315	-	-	-	-
2.021	40.420	-	-	-	-
2.021	50.525	-	-	-	-
2.021	60.630	-	-	-	-
2.021	70.735	-	-	-	-

Continuación Tabla 3.3 \\ \\ ...

Pp	Pb	X	B	Y	PME
2.021	80.840	-	-	-	-
2.021	90.945	-	-	-	-
2.021	101.050	8.568	173	8.651	50
2.021	121.260	22.852	326	19.548	60
2.021	141.470	33.213	353	24.694	70
2.021	151.575	37.400	348	26.116	75
2.021	161.680	41.086	338	27.054	80
2.021	181.890	47.279	311	27.970	90
2.021	202.100	52.284	281	28.105	100

Tabla 3.4 Soluciones bajo asignación de derechos de propiedad privada con variaciones de la tasa de descuento

ρ	X	L	Y
0,00	75.728	107	0,00141171
0,05	75.397	109	0,00144931
0,10	75.094	111	0,00148411
0,12	74.980	112	0,0014973
0,15	74.816	113	0,00151635
0,20	74.561	115	0,00154628
0,30	74.110	119	0,00160002
0,40	73.724	121	0,00164676
0,50	73.391	124	0,00168768
1,00	72.242	132	0,0018329
1,50	71.572	137	0,00192047
2,00	71.136	141	0,00197858
3,00	70.605	145	0,00205055
4,00	70.295	147	0,00209324
5,00	70.092	149	0,00212146

Tabla 3.5 Precio sombra de la anchoa

X	B	Y	λ
45.473	320	27.789	0,00703666
45.835	318	27.831	0,00694245
46.205	316	27.871	0,0068469
46.582	314	27.908	0,00675007
46.968	312	27.944	0,00665201
47.360	310	27.977	0,00655282
47.761	308	28.007	0,00645253
48.168	306	28.034	0,00635128
48.583	304	28.057	0,00624909
49.004	301	28.078	0,00614612
49.433	299	28.094	0,00604243
51.662	285	28.118	0,00551751
54.002	270	28.026	0,00499319
56.396	253	27.811	0,00448532
58.780	236	27.473	0,00400762
61.101	218	27.026	0,00356965
63.317	201	26.491	0,0031762
65.402	185	25.891	0,00282797
67.342	170	25.248	0,00252276
70.788	143	23.905	0,00202557
73.699	122	22.571	0,00164981
74.980	112	21.926	0,0014973
76.157	104	21.302	0,00136387
78.242	89	20.124	0,0011435
80.025	78	19.041	0,00097114

Tabla 3.6 Recaudación y tasa impositiva

X	B	Y	Ty	RY	TI
45.473	320	27.789	2.021	56.160.946	100,00
45.835	318	27.831	1.998	55.602.821	98,86
46.205	316	27.871	1.975	55.047.996	97,73
46.582	314	27.908	1.953	54.496.750	96,62
46.968	312	27.944	1.931	53.948.940	95,53
47.360	310	27.977	1.909	53.404.983	94,45
47.761	308	28.007	1.888	52.864.572	93,40
48.168	306	28.034	1.867	52.328.234	92,36
48.583	304	28.057	1.846	51.795.503	91,34
49.004	301	28.078	1.826	51.267.001	90,35
49.433	299	28.094	1.806	50.742.390	89,37
51.662	285	28.118	1.714	48.184.683	84,79
54.002	270	28.026	1.632	45.742.424	80,76
56.396	253	27.811	1.561	43.425.249	77,26
58.780	236	27.473	1.501	41.240.420	74,28
61.101	218	27.026	1.450	39.191.942	71,75
63.317	201	26.491	1.407	37.280.853	69,63

Continuación Tabla 3.6 \\ \\ ...

X	B	Y	Ty	RY	TI
65.402	185	25.891	1.451	37.559.812	71,78
67.342	170	25.248	1.491	37.633.661	73,75
70.788	143	23.905	1.427	34.111.612	70,61
73.699	122	22.571	1.319	29.765.778	65,25
74.980	112	21.926	1.302	28.543.878	64,41
76.157	104	21.302	1.341	28.566.771	66,35
78.242	89	20.124	1.311	26.384.291	64,87
80.025	78	19.041	289	5.505.920	14,31

Tabla 3.7 Variables discretas utilizadas para mejorar el ajuste

Año	DB	DFP
1987	0	0
1988	1	0
1989	1	0
1990	1	0
1991	1	0
1992	1	0
1993	0	0
1994	0	1
1995	0	1
1996	0	1
1997	1	0
1998	0	0
1999	0	0
2000	1	1
2001	1	0
2002	0	0
2003	0	0
2004	0	0
2005	0	1
2006	0	1
2007	0	1
2008	0	0
2009	0	0
2010	1	0
2011	1	1
2012	0	0
2013	0	1
2014	1	0
2015	1	0
2016	1	0

3.6 Apéndice 3

Salida 1. Ecuación de biomasa total

Dependent Variable: FX

Method: Least Squares

Date: 01/09/17 Time: 14:06

Sample: 1987 2016

Included observations: 29

White heteroskedasticity-consistent standard errors & covariance

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
XT	1.102211	0.152951	7.206298	0.0000
XT2	-1.08E-05	1.27E-06	-8.492520	0.0000
DB	60450.01	4049.850	14.92648	0.0000
R-squared	0.897493	Mean dependent var	17040.52	
Adjusted R-squared	0.889607	S.D. dependent var	47822.00	
S.E. of regression	15889.05	Akaike info criterion	22.28235	
Sum squared resid	6.56E+09	Schwarz criterion	22.42379	
Log likelihood	-320.0940	Hannan-Quinn criter.	22.32664	
Durbin-Watson stat	1.219764			

Salida 2. Prueba de heteroscedasticidad

Dependent Variable: UBIO2

Method: Least Squares

Date: 01/09/17 Time: 14:14

Sample: 1987 2016

Included observations: 29

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-28523679	1.82E+08	-0.156664	0.8769
XT	12278.06	11316.33	1.084986	0.2897
XT2	-0.066609	0.147916	-0.450319	0.6569
XT4	4.64E-14	4.23E-12	0.010971	0.9913
DB	1.13E+08	1.00E+08	1.126448	0.2721
DB2	-1.82E+08	1.21E+08	-1.504604	0.1466
TOTBIO	-2.19E-28	2.24E-28	-0.977653	0.3389
R-squared	0.266418	Mean dependent var	2.26E+08	
Adjusted R-squared	0.066350	S.D. dependent var	2.77E+08	
S.E. of regression	2.67E+08	Akaike info criterion	41.85122	
Sum squared resid	1.57E+18	Schwarz criterion	42.18125	
Log likelihood	-599.8426	Hannan-Quinn criter.	41.95458	
F-statistic	1.331636	Durbin-Watson stat	2.269965	
Prob(F-statistic)	0.285234			

Salida 3. Función de producción total

Dependent Variable: LYB

Method: Least Squares

Date: 11/14/16 Time: 08:42

Sample: 1987 2016

Included observations: 27

White heteroskedasticity-consistent standard errors & covariance

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	1.868294	0.401426	4.654140	0.0001
LXB	0.476288	0.079240	6.010673	0.0000
DFP	-1.411164	0.178789	-7.892894	0.0000
R-squared	0.863414	Mean dependent var		4.100830
Adjusted R-squared	0.852032	S.D. dependent var		0.816039
S.E. of regression	0.313902	Akaike info criterion		0.624969
Sum squared resid	2.364830	Schwarz criterion		0.768950
Log likelihood	-5.437076	Hannan-Quinn criter.		0.667782
F-statistic	75.85693	Durbin-Watson stat		1.714111
Prob(F-statistic)	0.000000	Wald F-statistic		35.05069
Prob(Wald F-statistic)	0.000000			

Salida 4. Prueba de heteroscedasticidad

Dependent Variable: UFUN2

Method: Least Squares

Date: 12/23/16 Time: 16:38

Sample: 1987 2016

Included observations: 27

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.730778	0.485771	1.504365	0.1474
LXB	-0.274277	0.194812	-1.407906	0.1738
LXB2	0.027350	0.019151	1.428087	0.1680
DFP	0.014220	0.061453	0.231399	0.8192
DFP2	0.160323	0.078733	2.036299	0.0545
TOTFP	-0.000219	9.35E-05	-2.341947	0.0291
R-squared	0.385924	Mean dependent var		0.087586
Adjusted R-squared	0.239715	S.D. dependent var		0.097659
S.E. of regression	0.085153	Akaike info criterion		-1.895603
Sum squared resid	0.152272	Schwarz criterion		-1.607639
Log likelihood	31.59064	Hannan-Quinn criter.		-1.809976
F-statistic	2.639541	Durbin-Watson stat		2.053566
Prob(F-statistic)	0.052924			

3.7 Apéndice 4

Tabla 3.8 Captura de anchoa en la Zona VIII, en toneladas por año

Año	España	Francia	Total
1987	10.409	4.899	15.308
1988	8.759	6.822	15.581
1989	8.359	2.255	10.614
1990	23.674	10.598	34.272
1991	9.926	9.708	19.634
1992	22.668	15.217	37.885
1993	19.479	20.914	40.393
1994	17.697	16.934	34.631
1995	19.223	10.892	30.115
1996	19.135	15.238	34.373
1997	10.317	12.020	22.337
1998	8.631	22.987	31.618
1999	13.610	13.649	27.259
2000	19.230	17.765	36.995
2001	23.052	17.097	40.149
2002	6.519	10.988	17.507
2003	3.002	7.593	10.595
2004	7.580	8.781	16.361
2005	176	952	1.128
2006	840	912	1.752
2007	1	136	137
2008	0	0	0
2009	0	0	0
2010	5.744	4.573	10.317
2011	10.916	3.615	14.531
2012	7.896	5.975	13.871
2013	11.801	2.392	14.193
2014	16.114	4.012	20.126
2015	23.992	4.266	28.258
2016	14.343	0	14.343

Fuente: ICES (2016).

Tabla 3.9 Botes utilizados por España y Francia en la pesca de la anchoa, Zona VIII

Año	España	Francia	Total
1987	282	ND	282
1988	278	ND	278
1989	215	24	239
1990	266	73	339
1991	250	72	322
1992	244	106	350
1993	253	142	395
1994	257	111	368
1995	257	77	334
1996	251	90	341
1997	267	79	346
1998	266	73	339
1999	250	79	329
2000	238	89	327
2001	220	94	314
2002	215	79	294
2003	208	66	274
2004	201	85	286
2005	197	49	246
2006	240	48	288
2007	ND	ND	ND
2008	ND	ND	ND
2009	ND	ND	ND
2010	168	32	200
2011	175	20	195
2012	159	27	186
2013	162	20	182
2014	149	29	178
2015	168	29	197
2016	156	20	176

Fuente: ICES (2016).

Tabla 3.10 Cantidad de anchoa o biomasa en el Cantábrico, en toneladas por año

Año	Biomasa
1987	21.943
1988	45.230
1989	9.477
1990	74.371
1991	13.295
1992	60.332
1993	ND
1994	37.777
1995	36.432
1996	26.148
1997	29.022
1998	78.277
1999	45.932
2000	28.321
2001	75.826
2002	22.462
2003	16.109
2004	11.496
2005	4.832
2006	14.872
2007	13.060
2008	12.898
2009	12.832
2010	31.277
2011	135.732
2012	26.663
2013	54.686
2014	89.011
2015	142.528
2016	120.934

Fuente: ICES (2016).

Tabla 3.11 Precio de la anchoa en puerto, en Euro por kilogramo

Año	Precio (€/kg)
1987	1,94
1988	2,14
1989	2,34
1990	1,44
1991	2,14
1992	1,39
1993	1,40
1994	1,80
1995	1,58
1996	1,70
1997	1,85
1998	3,09
1999	2,24
2000	1,78
2001	1,69
2002	3,42
2003	4,52
2004	3,97
2005	6,08
2006	10,67
2007	ND
2008	ND
2009	0,00
2010	2,72
2011	2,06
2012	2,24
2013	2,48
2014	1,76
2015	1,69
2016	1,75

Fuente: Instituto Vasco de Estadística (Eustat) (2016)

Tabla 3.12 Predicción, acuerdo y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya, en miles de t

Año	Predicción de Capturas	Acuerdo TAC	Capturas de acuerdo al ICES
1987	-	32	15
1988	-	32	16
1989	10	32	11
1990	12,3	30	34
1991	14	30	20
1992	-	30	38
1993	-	30	40
1994	-	30	35
1995	-	33	30
1996	-	33	34
1997	-	33	22
1998	-	33	32
1999	-	33	27
2000	0	33	37
2001	18	33	40
2002	33	33	17,5
2003	12,5	33	10,6
2004	11	33	16,4
2005	5	30	1,1
2006	0	5	1,8
2007	0	0	0,1
2008	0	0	0
2009	0	0	0
2010	0	7	10,3
2011	-	15,6	14,5
2012	-	29,7	13,9
2013	-	20,7	14,2
2014	-	20,1	20,1
2015	-	25	28,3
2016	-	33	14,3

Fuente: ICES (2008 – 2016)

Capítulo 4

Instrumentos de gestión pesquera y políticas para la regulación

4.1 Introducción

En ausencia de una intervención que regule el acceso a los recursos pesqueros, el mismo se explota a niveles que provoca su disminución y por ende su extinción. Esta situación justifica una intervención reguladora, ya que a menudo un banco de pesca es explotado por más de un agente, incluyendo a pescadores independientes como administradores de éstos recursos. La sobrepesca no es una descripción de la sostenibilidad, debido a que no implica el mismo acceso al recurso para las generaciones futuras. La UE claramente se enfrenta a un exceso de capacidad en la pesca que a su vez conduce a la sobreexplotación que resulta en la disminución de las poblaciones de peces, o al menos, esto se podría argumentar para la zona objeto de estudio.

El manejo de los recursos pesqueros para los países de la UE es abordado a través de la Política Pesquera Comunitaria (PPC). Con la PPC se pretende garantizar que la pesca y la acuicultura sean sostenibles desde el punto de vista medioambiental, económico y social, y ofrezcan a los ciudadanos de la UE una fuente de alimentación buena para la salud. Su finalidad es dinamizar el sector pesquero y asegurar un nivel de vida justo para las comunidades pesqueras.

A pesar de que la PPC prevé instrumentos, la UE ha fracasado en proporcionar la sostenibilidad de los caladeros, principalmente por incertidumbres científicas, el mal acuerdo para fijar los TAC y el manejo transfronterizo, que serán revisados y discutidos conforme al análisis realizado en capítulos anteriores.

El capítulo se concentra en la situación de la pesquería en el Mar Cantábrico, sobre todo en el Golfo de Vizcaya especialmente con la gestión de la anchoa. A partir del año 2000 en la Zona VIII del Mar Cantábrico donde realizan las capturas pescadores

de España y Francia para su posterior comercialización en los diferentes puertos de desembarque ubicados a largo del Golfo de Vizcaya, se observó una disminución progresiva del recurso, acompañado de la incertidumbre en las valoraciones y los desaciertos en la política de utilizada por la UE. Además de estas características, el manejo transfronterizo⁷² jugó un papel fundamental en este banco de pesca, puesto que pescadores de ambos países entran en conflicto a partir del incumplimiento con las fechas de veda y las capturas traspasando los límites de las zonas indicadas para la faena.

El objetivo del capítulo es analizar la implementación de instrumentos de gestión y políticas para la regulación pesquera, y si la misma ofrece una pesca sostenible con el sistema de gestión a partir del TAC que adquieren los Estados Miembros de la UE.

Se han utilizado estudios previos a la clausura de la pesca de la anchoa en la Zona VIII, como los modelos de estado espacio y biológicos, económicos para la predicción, e indicadores a partir de productividades. Asimismo, se revisaron TAC, desembarques y los instrumentos de política pesquera hasta la fecha de la UE a partir de la Política Pesquera Comunitaria (PPC).

Los instrumentos de regulación para la aplicación de políticas son tratados ampliamente a partir de la revisión realizada por la OCDE (1997), y las recomendaciones de Sutinen (1999) y Arnason (1990; 1998; 2001). Además, se presenta en forma detallada en la PPC en la Comisión Europea de 2013.

4.2 El sector pesquero en la Unión Europea

Desde el punto de vista formal, los diferentes Estados Miembros de la UE ostentan los derechos de propiedad sobre sus recursos naturales y los pesqueros localizados dentro de las 200 millas marinas, denominadas ZEE. En cuanto a la regulación, los países están sometidos a las legislaciones nacionales y supranacionales, es decir, que existen restricciones de ambas partes. El instrumento utilizado en la UE es la PPC de 1983 y desde 1995 los barcos que realizan capturas en aguas comunitarias, lo hacen con

⁷² Véase Benchekroun y Van Long (2002).

licencia en donde se asignan permisos de pesca en los que se estipulan las condiciones de acceso, época y las especies a capturarse.

Según el artículo 3, apartado 1, letra d), del Tratado de Funcionamiento de la Unión Europea (TFUE), la UE dispondrá de competencia exclusiva en la conservación de los recursos biológicos marinos dentro de la política pesquera común, y de acuerdo con el artículo 4, apartado 2, letra d), la UE dispone de competencias compartidas para el resto de la PPC.

Los objetivos de la PPC establecidos en el Tratado en el artículo 3, letra d), el artículo 4, letra d), el artículo 38 y el artículo 39 del TFUE. Asimismo, es relevante el artículo 11 del TFUE, que estipula que “las exigencias de la protección del medio ambiente deberán integrarse en la definición y en la realización de las políticas y acciones de la Unión, en particular con objeto de fomentar un desarrollo sostenible”. De conformidad con el artículo 39, los objetivos de la PAC, coincidentes con los establecidos para la agricultura, son los siguientes:

- i. Incrementar la productividad agrícola, fomentando el progreso técnico, asegurando el desarrollo racional de la producción agrícola, así como el empleo óptimo de los factores de producción, en particular, de la mano de obra;
- ii. Garantizar así un nivel de vida equitativo a la población agrícola, en especial, mediante el aumento de la renta individual de los que trabajan en la agricultura;
- iii. Estabilizar los mercados;
- iv. Garantizar la seguridad de los abastecimientos; y
- v. Asegurar al consumidor suministros a precios razonables.

Estos objetivos coinciden con los establecidos para la Política Agrícola Común (PAC), pero deben considerarse en el sector de la pesca.

Para la aplicación de instrumentos de política pesquera, la UE trabaja en los denominados Programas de Orientación Plurianuales (POP) considerando la evaluación científica de los caladeros, en los que se estipula la evolución prevista de la flota pesquera de cada Estado Miembro y para administrar la reducción del esfuerzo pesquero se fija unos niveles máximos utilizando instrumentos de gestión.

El POP es un instrumento en donde se pretende limitar las capturas a través de métodos expuestos en apartados anteriores. En 2007, la UE, lanzó un Plan Estratégico Nacional del Fondo Europeo de la Pesca – PENFEP en el cual fueron identificados pesquerías en riesgo relacionados con excesos de flota, que sobrepasan las posibilidades de explotación económica de caladeros.

La Comisión ha iniciado una revisión de la PPC para hacerla más eficaz y garantizar la viabilidad económica de las flotas europeas, la conservación de las poblaciones de peces, la integración con la política marítima y el abastecimiento de alimentos de calidad para los consumidores. La política pesquera europea, ha trabajado en una reforma, ya que de acuerdo a la información, los barcos capturan un volumen de pesca superior a la capacidad de reproducción de las especies, lo cual afectaba las poblaciones de peces y poniendo en peligro el ecosistema marino⁷³. En los últimos tiempos, la sobrepesca afectó a poblaciones de peces, con el 80% de las mediterráneas y el 47% de las atlánticas. El sector pesquero registraba una disminución de las capturas y se enfrentaba a un futuro incierto.

Los países de la UE han decidido gestionar sus pesquerías conjuntamente mediante la PPC (2013), y de acuerdo a la Comisión Europea (2016), la última reforma de la PPC tuvo lugar en 2014, donde se prevé que entre 2015 y 2020 se fijarán límites de capturas que sean sostenibles y permitan mantener las poblaciones a largo plazo. La PPC actual consta de 4 ámbitos de actividad principales que son la gestión de pesca, la política internacional, los mercados y política comercial y la financiación.

⁷³ Esto puede observarse en los capítulos 2 y 3, con los resultados de la aplicación de modelos bioeconómicos y de estructura por edad, en el presente trabajo de investigación.

4.2.1 Gestión de pesca

El objetivo principal de la gestión de pesca dentro de la PPC para 2015 fue garantizar los rendimientos a largo plazo para todas las poblaciones, a través del RMS. Asimismo, se pretende reducir al mínimo las capturas no deseadas mediante la introducción gradual de la obligación de desembarque. La gestión de pesca puede concretarse a través de controles de entrada y salida, con datos recabados por los Estados miembros y que sean suficientes y fiables. Los controles de entrada incluyen normas sobre el acceso a las aguas, esfuerzo pesquero y medidas técnicas, mientras que, los controles de salida consisten en limitar la captura mediante la aplicación de TAC.

i. Norma

Las poblaciones de peces tienen una alta capacidad de regenerarse, y si la captura es mayor al excedente natural de las poblaciones, el potencial de producción se reduce intra e intergeneracionalmente. Se busca garantizar que las poblaciones de peces se repartan equitativamente y no se agoten a corto ni a largo plazo y en ese sentido, se aplican tres tipos de normas:

Cuadro 4.1 Normas de pesca de la PPC

Norma	Descripción	Instrumento
Limitación del esfuerzo pesquero	Se restringe el tamaño de la flota en el mar (esfuerzo pesquero) y el tiempo que puede estar faenando.	El esfuerzo pesquero , es el producto de la capacidad de pesca por el tiempo en que ésta se ejerce. La UE mide la capacidad de pesca de dos maneras: a partir del tamaño del buque, expresado en arqueo bruto, o a partir de la potencia de sus motores en kilovatios. Los límites de esfuerzo pesquero se expresan por tanto en GT/días o en kw/días. Los límites del esfuerzo pesquero son importantes para prevenir la sobrepesca y, por ello, se incluyen en todos los planes plurianuales de recuperación de las poblaciones mermadas.

Continuación Cuadro 4.1 \\ \\ ...

Límites de capturas	Se restringe la cantidad de pescado que puede capturarse en el mar	Los TAC ⁷⁴ , son límites de capturas establecidos para las poblaciones de peces comercialmente más importantes . Los propone la Comisión, basándose en los dictámenes científicos sobre el estado de las poblaciones, y los aprueba el Consejo de Ministros de Pesca.
Medidas técnicas	Se regula dónde y cómo pueden faenar los pescadores.	Entre las medidas técnicas están: a. Tallas mínimas de desembarque; b. Tamaño de malla y redes; c. Veda (zona y temporada); d. Límites de capturas (capturas de especies no deseadas); e. Utilización de artes selectivos; y f. Prevención del deterioro del medio marino. Las medidas técnicas difieren considerablemente de unos mares a otros, en función de las condiciones locales.

Fuente: PPC (2013)

La PPC recurre a los tres tipos por separado o en combinación. Los POP's para gestionar poblaciones de peces concretas, suelen combinar los tres.

ii. Control de la pesca

El control de pesca otorga a las autoridades (Administración Central) los instrumentos para hacer cumplir las normas establecidas en el Cuadro 4.1. El régimen se establece en el Reglamento de control, que entró en vigor el 1 de enero de 2010 y que moderniza el control de la pesca de la UE y, en concreto, lo adecua a las medidas adoptadas en

⁷⁴Los TAC se establecen anualmente para la mayoría de las poblaciones y cada dos años para las de aguas profundas. Los TAC se reparten entre los países de la UE según el sistema llamado de “estabilidad relativa”, que mantiene estable cada cuota nacional respecto a las demás aunque la cantidad total de peces que puede capturarse, varíe según la productividad de las poblaciones.

2008 contra la pesca ilegal. Para hacer cumplir las normas de la PPC, existe un régimen de control que tiene como finalidad:

- a. Vigilar la captura de las cantidades permitidas;
- b. Recopilar los datos necesarios para gestionar la pesca;
- c. Delimitar las funciones de los Estados miembros de la UE y la Comisión;
- d. Aplicar las normas a todos los pescadores por igual, con sanciones armonizadas en toda la UE; y
- e. Garantizar que los productos de la pesca puedan rastrearse y comprobarse a través de la cadena de suministro.

iii. Tamaño de la flota pesquera

La mayor parte de las flotas pesqueras de la UE son grandes para la cantidad de recursos disponibles. La UE pretende reducir la presión sobre las poblaciones de peces limitando el tamaño de la flota y el tiempo de faena, es decir, restringiendo el número de días en el mar.

En el régimen de entradas y salidas, no se permite que la capacidad medida en arqueos, aumente por encima del valor que tenía el 1 de enero de 2003, o la fecha de adhesión para los países que han ingresado en la UE posteriormente. Para ello, todos los buques pesqueros de la UE se inscriben en el registro comunitario de la flota, que es actualizado trimestralmente.

4.2.2 Política internacional

Más del 25% de las capturas por barcos pesqueros europeos se toman realmente fuera de las aguas de la UE.⁷⁵ Como una de las principales potencias pesqueras y el mayor

⁷⁵Los recursos naturales tienen características de bienes públicos, principalmente por la no rivalidad y no exclusividad en el consumo. Ver 4.6 Apéndice 1 “Bienes Comunes”.

mercado de productos pesqueros del mundo, la UE se ocupa en la promoción de una mejor gobernanza a través de varias organizaciones internacionales. Esto implica el desarrollo y la aplicación de la política de ordenación de la pesca y, más generalmente, el Derecho del Mar. La UE trabaja en estrecha colaboración con sus asociados a través del sistema de las Naciones Unidas, incluida la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), así como en otros organismos, como la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE). La UE es el mayor mercado de la pesca en el mundo y un importador neto de productos pesqueros.

La UE como gran potencia marítima y mercado de productos pesqueros más grande del mundo, promueve activamente una mejor gobernanza internacional en los mares y océanos del mundo para mantenerlos limpios y seguros. La UE es un actor principal en los organismos establecidos bajo los auspicios de la Convención de las Naciones Unidas sobre los Derechos del Mar (CNUDM) y el Acuerdo de las Naciones Unidas sobre las Poblaciones de Peces (ANUPP), especialmente en el Comité de Pesca de la FAO y en las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP). Como continuación de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el desarrollo sostenible (Río+20), los esfuerzos se centraron en la celebración de un Acuerdo de Implementación bajo la CNUDM para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad marina en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional.

Los nuevos Acuerdos de Asociación de Pesca Sostenible solo abarcan las poblaciones excedentarias y sus objetivos son la conservación de los recursos y la sostenibilidad medioambiental, garantizando que se respeten la legislación de la UE en materia de pesca y los principios (incluidos los derechos humanos) tanto fuera como dentro de las fronteras. En primer lugar, la UE abona una cantidad para disfrutar de los derechos de acceso y, posteriormente, también contribuye con financiación. La UE brinda su apoyo a los sectores pesqueros locales y a la gobernanza de terceros países en materia de pesca, como en lo relativo a la lucha contra la pesca ilegal y no reglamentada INDNR y al fomento de las investigaciones científicas. Aparte de los Acuerdos de Asociación de Pesca Sostenible, la UE también ha celebrado acuerdos pesqueros con países nórdicos que se basan en un intercambio mutuo de posibilidades de pesca.

4.2.3 Mercados y política comercial

La Organización Común de Mercados estabiliza los mercados, garantizando una competencia e ingresos justos para los productores, mientras que, las normas comunes de comercialización establecen requisitos uniformes para los productos pesqueros que se vendan o compren en la UE, independientemente del origen, garantizando así que el mercado sea seguro y transparente.

El observatorio europeo del mercado de los productos de la pesca y de la acuicultura proporciona datos desde la primera venta hasta la venta al consumidor mediante actualizaciones diarias destinadas a los profesionales. Además, mediante un análisis de la dinámica del mercado de la UE, el observatorio aumenta la transparencia y la eficacia del mismo y contribuye a que se tomen decisiones empresariales más oportunas y a que se formulen mejores políticas.

Se prevé facilitar más información a los consumidores como la denominación comercial, el método de producción y la zona de captura. Los nombres comunes varían de una región a otra, mientras que los científicos son inequívocos, aunque poco conocidos entre los consumidores. En las nuevas etiquetas deberán figurar ambos nombres, además, los consumidores contarán con toda la información acerca del producto (captura o acuicultura) y el sitio exacto de la captura en caso del primero.

La industria pesquera no se limita a la pesca, sino que abarca mucho más, es decir, toda una cadena de operaciones va desde las artes de pesca hasta la forma que recibe mesa el consumidor. La PPC ayuda a los productores, transformadores y distribuidores a obtener un precio justo para su producción y participa en los siguientes aspectos:

- a. La organización de mercados de la UE, conocida como organización común de mercados sirve para compensar las variaciones en el suministro y los precios en beneficio de pescadores, transformadores y consumidores;

- b. Los agentes del sector pesquero, en muchas regiones de la UE, conforman organizaciones de productores que planifican la producción y elaboran estrategias de mercado;
- c. La Comisión colabora en el etiquetado del producto para dar información correcta al consumidor y garantizar el seguimiento completo de los mismos;
- d. Facilita el comercio exterior de la industria pesquera de la UE con el resto del mundo; y
- e. Los productos de la pesca vendidos en la UE tienen que cumplir normas rigurosas de higiene alimentaria.

4.2.4 Financiación

El Fondo Europeo Marítimo y de Pesca (FEMP) para el periodo 2014–2020 tiene como objetivo ayudar a los pescadores a adaptarse a la pesca sostenible, crear empleo en el sector y diversificar la economía de las comunidades costeras. Es uno de los Fondos Estructurales y de Inversión Europeos que se complementan entre sí para crear más empleo, bienestar y crecimiento en la UE. Por un lado, la Comisión Europea gestiona el 11% de los fondos para apoyar los objetivos de la UE en asuntos marítimos y costeros en gobernanza internacional, cooperación mediante el intercambio de información y mejores prácticas, información pública y apoyo a las plataformas de redes, conocimiento del medio marino y ordenación del espacio marítimo. Por otro lado, los Estados miembros gestiona el 89% de los fondos divididos entre los países de la UE que se utiliza para la reducción del impacto de la pesca en el entorno marino, el incremento de herramientas de mercado para profesionales y consumidores, la gestión conjunta de las zonas protegidas y los espacios Natura 2000, y el apoyo especial a los pescadores artesanales.

El FEMP para el periodo 2007–2013 tuvo un presupuesto de 4.300.000 de euros para la financiación todos los sectores de la industria pesquera, como la pesca marina e interior, acuicultura (peces, moluscos y plantas acuáticas), transformación y

comercialización. Se han considerado prioritarias, aquellas comunidades pesqueras más afectadas por los cambios. Se han financiado proyectos basados en los planes estratégicos y programas operativos elaborados por las autoridades nacionales, y que tiene cinco ejes prioritarios:

- a. Ajuste de la flota, como el desguace de buques pesqueros;
- b. Acuicultura, transformación, comercialización y pesca continental, como métodos de producción más ecológicos;
- c. Medidas de interés común, como trazabilidad y etiquetado de productos;
- d. Desarrollo sostenible de las zonas dependientes de la pesca, como la diversificación de la economía local; y
- e. Asistencia técnica para financiar la administración del Fondo.

Desde 2001, la PPC ofrece fondos a los Estados miembros para recopilar y divulgar datos, tanto económicos como biológicos, sobre aspectos de la gestión pesquera. Dentro del primer marco de recopilación de datos, en vigor entre los años 2000 y 2008, el apoyo financiero proporcionado por la UE ascendió a 30.000.000 de euros al año. Un nuevo marco que abarca el período comprendido entre 2009 y 2013 ha incrementado el total del gasto de la UE a alrededor de 50.000.000 de euros al año.

La Comisión recibe dictámenes científicos en materia de pesca de la UE procedentes de su Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca (CCTEP). El CCTEP está formado por expertos y científicos independientes representantes de un amplio abanico de opiniones, quienes participan sistemáticamente en la redacción de propuestas técnicas, económicas y sociales.

En cuestiones biológicas, el CCTEP depende de los dictámenes emitidos por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES por sus siglas en inglés) para el Atlántico Nororiental, el Mar del Norte y el Mar Báltico. El CCTEP también

proporciona dictámenes, cuando procede, en asociación con investigadores nacionales y grupos de consulta ad hoc, en relación con la pesca en el Mediterráneo y en el Mar Negro, los cuales no abarca el ICES. Los dictámenes facilitados por el ICES incluyen evaluaciones de las poblaciones y análisis más exhaustivos que sirven a la Comisión tanto para sus recomendaciones anuales y la fijación de los TAC y las cuotas como para sus propuestas a más largo plazo acerca de la gestión sostenible de la pesca en aguas europeas.

El ICES tampoco se limita al mero análisis de las condiciones de determinadas poblaciones de peces, y cada vez proporciona dictámenes más integrados a escala de los ecosistemas apoyando así el cambio hacia un planteamiento más integral de la gestión de los mares europeos. El trabajo del ICES consiste en comparar y cotejar los datos adquiridos de modos distintos y procedentes de diversas fuentes. Parte de la información procede de pescadores, parte de cruceros de investigación específicos y otra parte de las autoridades pesqueras de los Estados miembros del ICES. Todos los países europeos poseen grandes programas de recopilación de datos y toma de muestras destinados a la evaluación de las capturas y los desembarques específicamente para fines de investigación y la UE apoya directamente estos programas por medio de su Reglamento sobre recopilación de datos.

La labor del CCTEP es esencial para garantizar que todas las propuestas de la Comisión estén sustentadas por unos datos y un razonamiento sólidos. Pero, si bien los conocimientos científicos y técnicos deben preservar su independencia, no pueden mantenerse aislados de cuestiones de más amplio alcance. Por ese motivo, los dictámenes del ICES y del CCTEP se comunican sistemáticamente a los Consejos Consultivos Regionales (CCR) y el Comité Consultivo de Pesca y Acuicultura (CCPA) para que los debatan y expongan sus comentarios.

La UE no es un simple usuario de la ciencia de la pesca, sino un importante facilitador y financiador de la investigación en todos los dominios que guardan relación con la pesca y con los mares. Los fondos se proporcionan a través de dos canales fundamentales: apoyo a los programas nacionales de recogida de datos relativos a la

pesca, junto con los estudios conexos y financiación de proyectos de investigación avanzados a escala gestionados dentro del Programa Marco de Investigación.

La recopilación de datos aparenta una tarea sencilla, pero en el ámbito de la pesca resulta complejo y costoso a la vez. Como parte del funcionamiento central de la PPC, la UE define los datos biológicos y económicos que deben ser proporcionados por los Estados miembros para apoyar el proceso de asesoramiento científico. Los datos científicos se recopilan de un modo totalmente independiente de la captura de datos que deben ser suministrados por los Estados miembros a la Comisión para la gestión del TAC y las cuotas.

Por otro lado, en la UE, la acuicultura representa casi el 20% de la producción de pescado y emplea directamente a unos 65.000 trabajadores. La acuicultura aplica estrictas normas al proceso de producción. Por otro lado, el aumento en la calidad no implica un incremento en la producción, ya que desde el año 2000, se mantiene constante, mientras que en el resto del mundo ha crecido un 33%. En un análisis más detallado se observa que en los sectores de la acuicultura avanzan en direcciones opuestas. La producción de peces marinos sigue creciendo, pero la de moluscos y de peces de agua dulce presenta una disminución.

El desarrollo de una acuicultura competitiva y ecológica es el objetivo de la financiación en la UE, tanto a través del Fondo Europeo de Pesca (FEP) como de los programas de investigación de la UE. En 2009, la Comisión propuso una estrategia para el futuro de la acuicultura europea.

El nuevo reglamento amplía el abanico de los programas nacionales a los que da apoyo, en concordancia con los nuevos requisitos surgidos a partir de la reforma de la PPC. Esto quiere decir, más concretamente, el lanzamiento de trabajos en los siguientes campos:

- a. Gestión basada en las flotas;
- b. Enfoque de los ecosistemas;

- c. Enfoques regionales de la gestión de la pesca; y
- d. Mejora del acceso a los datos.

Asimismo, el nuevo reglamento brinda apoyo no solo para la recopilación física de los datos, sino para todo el proceso, desde la recopilación hasta el procesamiento, el análisis y el dictamen. Antes, los científicos sólo tenían acceso a los datos agregados, lo cual representaba un gran obstáculo para sus estudios. El nuevo reglamento establece unas normas claras para la transmisión de datos y además garantiza que los científicos tengan un acceso mucho más amplio a los datos recopilados tanto de conformidad con este reglamento. Bajo determinadas condiciones, es posible disponer de datos detallados, no sólo para fines de elaboración de dictámenes científicos para los responsables de la gestión de la pesca, sino también para informar el debate con las partes interesadas y para su utilización en publicaciones científicas. Las normas también garantizan la existencia de las medidas adecuadas para proteger la privacidad de todas las partes afectadas. Al ampliar el acceso a estos datos básicos, la UE ha dado un paso importante hacia la mejora del nivel de debate sobre la gestión de la pesca y lo ha abierto a un espectro de actores y de opiniones más amplio.

En 2009 la Comisión mantuvo un amplio debate público sobre la gestión de la pesca en la UE, en el denominado “Libro Verde” sobre la reforma de la política pesquera común se exponen los retos a los que se enfrenta la pesca europea, donde los principales cambios introducidos en la política pesquera común en 2002 fueron:

- a. Avanzar hacia una perspectiva a más largo plazo en la gestión de la pesca por la introducción de planes de recuperación y gestión;
- b. Mayor compromiso para garantizar la integración de las consideraciones medioambientales en gestión de la pesca;
- c. Mayor participación de los interesados mediante la creación de los Consejos Regionales de Asesorías (ARC);

- d. Una nueva política de la flota, eliminando los objetivos obligatorios de reducción de la capacidad y sustituyéndolos por límites nacionales de las que los Estados miembros son libres de elegir la forma en que llevan a cabo su política de flotas; y
- e. La introducción del esfuerzo pesquero, como la limitación de los días que un buque puede operar en el mar, una herramienta fundamental en la gestión de la pesca, especialmente en el contexto de los POP's de recuperación.

4.3 El sector pesquero en España

De acuerdo al PENFEP (2007) se evaluaron aspectos sobre la pesca extractiva, la comercialización y la transformación del producto. Con respecto a la distribución de la flota española, que integran el caladero nacional, aproximadamente el 50% de las embarcaciones faenaban en el Cantábrico Noroeste, en torno al 30% en el Mediterráneo, en el orden del 8% en Canarias y alrededor del 7% en el Golfo de Cádiz.

Como resultado de la evaluación, se definieron estrategias para la elaboración del plan de ajuste de flota en relación con los recursos disponibles dentro del marco de la acción estructural 2007–2013. Con respecto a los objetivos estratégicos en relación a los planes de ajuste del esfuerzo pesquero, se aplicaron tres tipos de medidas: [1] paralizaciones definitivas, [2] paralizaciones temporales, y [3] medidas socioeconómicas.

Entre las principales acciones fomentadas para las paralizaciones definitivas fueron consideradas el desguace de buques, la creación de sociedades mixtas al amparo de los acuerdos de pesca, las exportaciones de buques y la reconversión de los mismos para otras tareas distintas de la pesca. Las paralizaciones temporales tuvieron como fin la recuperación de los recursos pesqueros. En este sentido, se han adoptado planes de pesca específicos de regulación de la actividad pesquera, por flotas, pesquerías, zonas o caladeros. Con estas medidas, la Administración Central en el período 2007–2013, pretendía recuperar entre otros, los stocks de merluza y de anchoa en el Cantábrico, de

los pequeños pelágicos⁷⁶ (sardina y boquerón) y especies demersales⁷⁷ en todo el caladero Mediterráneo.

Dentro de las medidas socioeconómicas para trabajadores afectados por los planes de ajuste fueron consideradas las jubilaciones anticipadas, las primas individuales y las primas de reconversión.

Además, se ha previsto la gestión y adaptación de la flota pesquera y, en particular, el esfuerzo y la capacidad de pesca conforme la evolución de los recursos pesqueros, la promoción de métodos de pesca que respeten el medio ambiente y un desarrollo sostenible de las actividades de la pesca.

4.3.1 Competencias en el sector pesquero español

La Constitución Española, en su artículo 149.1.19, atribuye al Estado competencia exclusiva en materia de pesca marítima, sin perjuicio de las competencias que en la ordenación del sector se atribuyan a las Comunidades Autónomas. En el artículo 148.1.11, atribuye, las competencias en aguas interiores, el marisqueo y la acuicultura, la caza y la pesca fluvial en aguas interiores a las Comunidades Autónomas.⁷⁸

La Administración General del Estado (AGE) se encarga de la ordenación básica en materia de gestión y adaptación de la flota pesquera a través de la Subdirección General de la Flota Pesquera y Formación, en la Dirección General de Estructuras y Mercados Pesqueros de la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA).

Sus competencias abarcan la planificación de la actividad económica y ordenación básica del sector pesquero, la planificación y ordenación de la flota incluyendo la gestión y el seguimiento del censo de buques de pesca marítima, la gestión y el seguimiento del registro de buques pesqueros y del registro oficial de empresas pesqueras en países terceros, así como la regulación y el fomento de la formación

⁷⁶ Peces que viven que viven en la superficie del agua o muy cerca.

⁷⁷ Peces que viven en las proximidades del fondo del mar.

⁷⁸ Constitución Española de 1978. Título III. De la Organización Territorial del Estado

continuada de los profesionales del sector y el registro de profesionales. Asimismo, gestiona y tramita diferentes líneas de ayuda como ajustes del esfuerzo pesquero, paralizaciones definitivas, paralizaciones temporales y sociedades mixtas, medidas socioeconómicas, modernizaciones de buques pesqueros y medidas innovadoras como las acciones en forma piloto de la pesca experimental.

A través de la Dirección General de Recursos Pesqueros (DGRP) perteneciente a la misma SGPM, la AGE desempeña funciones tales como la elaboración de normativa en materia de pesca marítima, la gestión de la actividad pesquera en las aguas del caladero nacional, la propuesta de declaración de las zonas de protección pesquera, así como su gestión y la participación en las negociaciones relacionadas con los acuerdos pesqueros de la UE y los organismos internacionales de pesca y en los asuntos de política exterior de pesca de la UE.

Se encarga además, de la gestión de la actividad pesquera de la flota española que opera al amparo de los acuerdos y organismos anteriormente citados, de la participación y coordinación de las actuaciones referentes a la política interior de pesca de la Unión Europea y de la gestión de la actividad pesquera de la flota española en aguas comunitarias no españolas. Asimismo, la DGRP asume la recogida y tratamiento de la información de la actividad pesquera en materia de control, referida especialmente a capturas, transbordos, desembarques y esfuerzo de la flota, y la inspección, vigilancia y control de las actividades de pesca, además de la coordinación de los servicios periféricos en esta materia.

El Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales (MTAS), a través del Instituto Social de la Marina (ISM), se encarga de la gestión, administración y reconocimiento del derecho a las prestaciones del régimen especial de la seguridad social de los trabajadores del mar. En colaboración con la Tesorería General gestiona la inscripción de empresas, afiliación, altas y bajas de trabajadores, la recaudación y el control de cotizaciones. También, es competencia de este organismo, la asistencia sanitaria de los trabajadores del mar a bordo y en el extranjero utilizando sus propios medios, tales como el centro radio – médico, banco de datos, centros en el extranjero, buques

sanitarios y otros que puedan implantarse, o acordando la evacuación y repatriación de trabajadores enfermos o accidentados.

Por otro lado, dentro de las funciones está la formación sanitaria a los trabajadores del mar, la educación y distribución de la guía sanitaria a bordo, la práctica de los reconocimientos médicos previos al embarque, la inspección y control de los medios sanitarios a bordo (botiquines, etc.) y de las condiciones higiénicas de las embarcaciones, y cualesquiera otras funciones de medicina preventiva y educación sanitaria que le puedan ser delegadas. La formación y promoción profesional de los trabajadores del mar, así como la atención de su bienestar a bordo o en puertos (nacionales o extranjeros) y al de sus familias en cumplimiento de la Recomendación 138, de la Organización Internacional del Trabajo (OIT), es otra de sus competencias.

En colaboración con el Instituto de Empleo (IE), promueve las acciones que competen a éste cuando se refieran a los trabajadores del mar. Es decir, la gestión de las prestaciones de desempleo y la colocación de la gente del mar. Por último, el ISM se encarga de realizar estudios, informar o proponer proyectos de normas o programas y participar en la elaboración de convenios internacionales que afecten al sector marítimo-pesquero. La Dirección General de la Marina Mercante (DGMM), es el órgano competente para la ordenación general de la navegación marítima y de la flota civil española, en los términos establecidos en la Ley 27/1992, de 24 de noviembre, de Puertos del Estado y de la Marina Mercante.

Por otra parte, las obras de modernización y reconversión son autorizadas por las Comunidades Autónomas de acuerdo con la normativa básica correspondiente, previo informe favorable del MAPA sobre los aspectos de su competencia exclusiva en materia de pesca marítima, sin perjuicio de las competencias del Ministerio de Fomento. En cuanto al desguace de buques, las competencias son de las Comunidades Autónomas (CCAA), pero requieren un informe vinculante por parte de la SGPM. Los buques inscritos en las Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla serán competencia de la AGE.

4.4 Instrumentos de manejo para la política pesquera

Los recursos pesqueros tradicionalmente están caracterizados como recurso de uso común y en la actualidad aún se mantiene esta tendencia, lo cual conlleva a una serie de problemas a los agentes involucrados en el sector. De acuerdo a Arnason (2001), en las industrias pesqueras, el problema del uso común se manifiesta en [1] Excesivo esfuerzo y flotas pesqueras, [2] Escasa biomasa pesquera, [3] Escaso beneficio neto, [4] Escasa contribución de la industria pesquera al Producto Interno Bruto, y [5] Existe amenaza para la continuidad de la industria pesquera. Para enfrentar a estos problemas, existen diversos esquemas de manejo sugeridos e implementados a lo largo de los últimos años, relacionados principalmente con el manejo biológico y económico, que son presentados en la siguiente tabla.

Tabla 4.1 Instrumentos de manejo de política pesquera

Manejo	Instrumento
Biológico	Total admisible de capturas (TAC)
	Veda
	Tamaño de malla
	Protección de las costas
Económico Directo	Licencia para pescar
	Límite de tiempo para pescar
	Limitación en el número de barco
	Capacidad en volumen del barco
Económico Indirecto	Capacidad del motor del barco
	Impuesto
	Subsidio
	Propiedad privada
	Cuota individual transferible
	Propiedad comunal

Fuente: Adaptado de Arnason (2001) y Arnason et al. (2000).

El manejo biológico de recursos pesqueros se realiza a través de estudios poblacionales para la aplicación del TAC, regulaciones del tamaño de la malla, veda, protección de las costas. Sin embargo, estas aplicaciones no generan beneficios económicos, por no

considerar el principal problema que es la característica de uso común del recurso. Entre estas medidas, el TAC es el más conocido y aplicado en política pesquera⁷⁹.

El TAC es fijado anualmente a partir de estudios biológicos para ver la abundancia de cierta especie en un área determinada y se reparte entre los países a partir de cuotas. Aunque, según la Organización para la Cooperación del Desarrollo Económico – OCDE (1997) y Sutinen (1999) el TAC no previene con eficacia la sobreexplotación de recursos y existen evidencias de efectos de sobrecapitalización, espacios cortos de tiempo y costes crecientes de captura. Por otro lado, la selección de peces por tamaño no mitiga las especies de peces, resultando en la práctica en un incremento de costos en la aplicación, aunque el tamaño medio de los peces desembarcados aumenta, disminuyendo los desechos. En tanto, que la veda por un tiempo determinado y área, no es eficaz en asegurar la conservación del recurso, aunque la biomasa puede ser más pobre sin ella. Asimismo, la evidencia indica que los costes de extracción aumentan con la aplicación de estas medidas.⁸⁰

En relación al manejo económico, se distinguen la directa e indirecta; entre las medidas directas sobresalen las licencias para pescar, límites de días para pescar, limitación en el número de barcos, capacidad en volumen del barco y capacidad del motor del barco. A este grupo de medidas también se lo conoce como total admisibles de esfuerzo (TAE) o control de factores, que constituye en instrumentos ligados a la capacidad pesquera y pretende limitar el esfuerzo pesquero realizado en los buques (OCDE, 1997; Sutinen, 1999; Riera et al., 2006). Igualmente, a la batería de instrumentos de carácter biológico, éstos no generan beneficios económicos porque no excluyen la naturaleza de la característica común que presenta la industria pesquera (Arnason, 2001). Por su parte, la OCDE (1997) y Sutinen (1999) consideran que la limitación de licencias lleva a la sobrecapitalización de la industria, incrementando los costes y las restricciones de equipos y barcos aumentan los costes de extracción reduciendo el

⁷⁹ Véase Chen y Hsui (2007).

⁸⁰ Esta revisión indica que prácticamente la aplicación de todas las medidas incrementan los costes de extracción, refiriéndose específicamente a que los costes medios y marginales. Lógicamente, esto implica un aumento en los precios del pescado para el consumidor final, además, es la única manera de lograr el equilibrio y beneficio favorable para los agentes.

tamaño de la flota. Yu et al. (2000) se refiere a las herramientas como TAC y límites de captura por barco dieron resultados muy poco alentadores en su aplicación.

Dentro del manejo económico indirecto están por un lado, los impuestos y subsidios⁸¹ y por otro lado las asignaciones de derechos de propiedad. Desde el punto de vista teórico, el impuesto es el instrumento de control que se aplica para proteger la biomasa pesquera de la excesiva explotación, y el impuesto óptimo se obtiene a partir de la maximización de los beneficios netos descontados tal como se presentó en el capítulo 2 (Clark, 1976; Munro y Sumaila, 2001; Kar, 2005). El impuesto⁸² en principio induce que la industria que funcione de una manera socialmente óptima, pero reduce el beneficio y aumenta el coste de captura. De acuerdo a Arnason (1990) en la práctica existen problemas técnicos y sociales con la aplicación de esta medida. Por esta razón, no es común observar la aplicación de impuestos en recursos pesqueros de importancia económica y social (Kar, 2005).

Por otro lado, el subsidio es bastante aceptado por los agentes intervinientes en el sector, puesto que es utilizado en programas de innovación tecnológica, generando así un impacto positivo, sin embargo, si la pesquería tiene característica de propiedad común o libre acceso, tiene un impacto negativo en la biomasa (Munro y Sumaila, 2001). En otras palabras, los subsidios benefician aquellas formas de manejo que se encuentran cercanas a la propiedad privada. Por tanto, desde el punto de vista económico, la aplicación de subsidios en la gestión de recursos pesqueros genera impacto positivo en un 50% y negativo en otro 50%.

Los instrumentos de manejo de las industrias pesqueras basados en derechos de propiedad eliminan el problema de la característica comunal, estableciendo los derechos de propiedad privada sobre la biomasa pesquera, puesto que el principal problema de la industria pesquera desde el punto de vista económico es la ausencia de los derechos de propiedad (Arnason, 2001). En ese sentido, son aplicados varios

⁸¹ Clark y Munro (1980) se refieren a los niveles óptimos obtenidos en pesquerías a través de la aplicación del monopsonio, corregido con impuestos y subsidios.

⁸² La aplicación de impuestos llevan a las industrias pesqueras tener beneficios iguales a cero y esto solo ocurre si el regulador coloca un gran peso sobre el bienestar de los pescadores y de los consumidores (Boyce, 2004).

regímenes de derechos de propiedad para alivianar el problema como es el caso de la cuota individual transferible (ITQ por sus siglas en inglés), uso territorial exclusivo y propiedad común.

Los sistemas de ITQ se asignan entre los distintos pescadores unas cantidades de capturas, por especie y periodo de tiempo, que normalmente es anual, en donde la suma del total de cuotas define el TAC. Las ITQ asignan derechos de propiedad privada entre los pescadores, resuelve el problema del libre acceso y es ampliamente aplicado en la práctica y con gran éxito. Las ITQ son medios eficaces para controlar la explotación y la mayor parte de sus efectos es generar beneficios positivos y reducir el número de agentes participantes en una industria pesquera, sin embargo, presentan algunos problemas con relación a la asignación inicial y la conformidad de su aplicación (Sutinen, 1999).

Países como Holanda, Dinamarca, Noruega, Suecia y el Reino Unido desarrollaron derechos de pesca y responsabilidades a los productores y estos encontraron formas de gerencia compartida que reducen los costes administrativos y mejoran el manejo con las regulaciones. Por su parte, Japón tiene una larga tradición en el manejo basado en derechos de propiedad y varios países todavía tienen mucho que aprender de estas experiencias.

Existe una cantidad de medidas adoptadas que contribuye a mejorar el manejo de las industrias pesqueras, como por ejemplo la aplicación de ITQ a un grupo de participantes con número limitado y bien definido y una flota homogénea (Munro y Sumaila, 2001).⁸³ Por su parte Tietenberg (2002) se refiere que desde el punto de vista económico, la incorporación de ITQ redujo sustancialmente el esfuerzo pesquero. Sin embargo, la evidencia empírica refleja, que los trabajadores permanecen más horas en la industria pesquera, y la mayoría de las veces ocupando más días de trabajo en el año y con mayores beneficios económicos. Igualmente, se refiere que la implementación

⁸³ Arnason (1998) formaliza la aplicación de ITQ a un modelo multiespecies a partir de Shaefer (1954).

de ITQ mantuvo la extracción incluso por debajo del TAC de acuerdo a las autoridades de aplicación.⁸⁴

De acuerdo a esto, las industrias pesqueras que están bajo una entrada limitada o tienen un número pequeño de participantes facilitan las asignaciones eficientes a los pescadores. Por otro lado, la participación de los pescadores en la planificación para el manejo del recurso natural es muy importante. Al ser explotado por dos países, el recurso natural debe administrarse bajo el sistema de co-manejo,⁸⁵ que consiste en la administración compartida del recurso con ciertas normativas que regulan su uso. La misma es una alternativa para el manejo de los recursos naturales, aunque existen varias preguntas que responder, por ejemplo, [i] ¿cómo llevar adelante la administración compartida?, [ii] ¿cuáles son las responsabilidades de los gobiernos?, [iii] ¿especies migratorias?, y [4] ¿forma de organización de los pescadores?, entre otras.

Los sistemas de ITQ proporcionan buena oportunidad para el co-manejo y la autogestión de la pesquería, en donde la mayoría de los países pueden aprovechar sus bondades.

De acuerdo a Sutinen y Soboil (2001) y la OCDE (1997) revelan unos delineamientos que permite observar el funcionamiento del manejo de los recursos pesqueros a través de las cuotas individuales, licencias limitadas y el total admisible de captura. Sin embargo, expresan que existe necesidad de seguir revisando sistemas de manejo sobre la selección de peces por tamaño y sexo, las vedas y las restricciones de equipos y barcos.

⁸⁴ Además, Peña (1997), Arnason (1998) y Fujita, et al. (1998) mencionan que las ITQ se ajustan muy bien a los modelos multiespecies.

⁸⁵ Por su parte, Lane y Stephenson (1999) mencionan que el para llevar adelante el co-manejo de recursos pesqueros debe existir una organización ad hoc, creada por Ley para tomar decisiones operacionales y apropiadas de administración. McColl y Stevens (1997) presentan el modelo Australiano de pesquería para el manejo compartido, en donde la Autoridad de la Dirección de Pesquerías (AFMA) a través de los Comités Asesores (MAC's, los equipos interdisciplinarios de industria, la agencia, ONG's y la comunidad interesada) toman un mandato para que cada MAC sea responsable de las decisiones.

En la actualidad, la investigación sobre la administración de recursos pesqueros es extensa, mientras que, en la práctica no se observa el equilibrio deseado de no sobrepasar las capturas al crecimiento natural.⁸⁶ La información de la biomasa de anchoa en la Zona III del Cantábrico refleja fluctuaciones importantes en los últimos 20 años, sin lograr una estabilización en el stock.

Según Cochrane (1999), existe incertidumbre en la explotación pesquera, sobretodo en la calidad de la información del recurso natural y en la implementación de políticas de gestión del recurso. Igualmente, es necesaria la estructuración de un sistema de gestión del recurso para reducir la incertidumbre y los costes, considerando aquellas medidas más eficientes. Por tanto, el diseño de un sistema basado en estudios detallados lleva a resultados más eficientes de los que se desarrollan actualmente. Además, puede utilizarse áreas específicas asignadas a pescadores atendiendo al conocimiento y la coordinación entre éstos para lograr una pesca sostenible (Martin, 2001). Un factor importante dentro de la aplicación de instrumentos de regulación biológica y económica es el coste de llevar adelante una u otra medida. De acuerdo a Arnason et al. (2000), el coste de aplicación de instrumentos de política varía entre 3 y 20% del valor neto de la extracción.

4.5 La pesca de la anchoa en el Cantábrico

La explotación de anchoa en el banco de pesca de la Zona VIII, como se demostró en el Capítulo 3, tiene características de propiedad común, ya que los pescadores de ambos países extraen el recurso y ninguno es excluible de la explotación. Cualquier uso inadecuado del recurso por uno de los países ocasiona una disminución de la potencialidad del mismo para el otro, sufriendo consecuentemente una sobreexplotación.⁸⁷ En ese mismo contexto, el capítulo 2, ha demostrado que se deben considerar datos históricos y actuales para predecir y aplicar políticas a partir de ello.

⁸⁶ Es normal observar esta situación, ya que la extracción sobrepasa al poder de regeneración natural del recurso, además, se suman otros factores que inciden en la reproducción y el aumento de la mortalidad natural.

⁸⁷ Modelos de explotación de recursos de uso común pueden ampliarse en Aguilar et al., 2000 y Pérez, et al., 2004.

En este banco de pesca, la UE mantuvo estable el TAC, prácticamente durante 19 años, es decir, desde 1987 hasta 2005, provocando un desequilibrio en la población. Se observó además, que en varios años entre 1987 a 2006, la extracción superaba al TAC fijado, por lo que el instrumento demuestra fragilidad en el momento de su aplicación, que a su vez son consecuencias de la sobreestimación de las variables para la aplicación de esta política. Las diferencias positivas entre la extracción y el TAC definido muestra el desbalance existente durante el periodo analizado sobre el instrumento utilizado para la gestión de la anchoa, tal como se observa en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2 Biomasa, captura y TAC

Año	Biomasa en t	Extracción en t	Tasa de extracción en t	TAC en t	Diferencia entre Extracción y TAC
1987	21.943	15.308	0,70	32.000	-16.692
1988	45.230	15.581	0,34	32.000	-16.419
1989	9.477	10.614	1,12	32.000	-21.386
1990	74.371	34.272	0,46	30.000	4.272
1991	13.295	19.634	1,48	30.000	-10.366
1992	60.332	37.885	0,63	30.000	7.885
1993	ND	40.393	ND	30.000	10.393
1994	37.777	34.631	0,92	30.000	4.631
1995	36.432	30.115	0,83	33.000	-2.885
1996	26.148	34.373	1,31	33.000	1.373
1997	29.022	22.337	0,77	33.000	-10.663
1998	78.277	31.618	0,40	33.000	-1.382
1999	45.932	27.259	0,59	33.000	-5.741
2000	28.321	36.995	1,31	33.000	3.995
2001	75.826	40.149	0,53	33.000	7.149
2002	22.462	17.507	0,78	33.000	-15.493
2003	16.109	10.595	0,66	33.000	-22.405
2004	11.496	16.361	1,42	33.000	-16.639
2005	4.832	1.128	0,23	30.000	-28.872
2006	14.872	1.753	0,12	5.000	-3.247
2007	13.060	141	0,01	0	141
2008	12.898		0,00	0	0
2009	12.832		0,00	0	0
2010	31.277	10.317	0,33	7	10.310
2011	135.732	14.531	0,11	15.600	-1.069
2012	26.663	13.871	0,52	29.700	-15.829
2013	54.686	14.193	0,26	20.700	-6.507
2014	89.011	20.126	0,23	20.100	26
2015	142.528	28.258	0,20	25.000	3.258
2016	120.934	14.343	0,12	33.000	-18.657

Fuente: ICES (2016), Comisión Europea (2014) y elaboración propia

La biomasa, el esfuerzo pesquero, las capturas corresponden a la pesca de la anchoa por España y Francia en el Golfo de Vizcaya de la serie de tiempo de 1987 – 2016 (ICES, 2016). Se observó que a pesar de la variación en la biomasa pesquera (CV del 86%) en el banco de pesca, el acuerdo llegado sobre el TAC no ha experimentado variación de igual magnitud. Es decir, que el acuerdo del TAC se mantuvo igual desde 1987 hasta 2004 y bajando al mínimo de 2007 a 2010; luego, volvió a subir llegando 33.000 t en 2016 (CV del 31%). Tal como se presentó en apartados anteriores dentro de la Política Pesquera, tener en cuenta estos aspectos son fundamentales para la sostenibilidad del sistema.

Los resultados de las estimaciones del modelo estado espacio [1] biomasa pesquera, y [2] extracción, son tal como se presenta en la siguiente tabla.

Tabla 4.3 Resultados de equilibrio del modelo estado espacio

Descripción	Biomasa (t)	Captura (t)
Equilibrio del modelo estado espacio	167.682	28.058

Fuente: Capítulo 2.

La estimación de la biomasa, incluye 49,9% de individuos de la Edad1, 47,8% de la Edad2 y 2,3% de la Edad3+. La predicción con este modelo fue menor a las estimaciones del ICES y del CCTEP para el año 2016. Por otro lado, la estimación de la extracción incluye, 61,0% de individuos de la Edad1, 36,8% de individuos de la Edad2, y 2,2% de individuos de la Edad3+, por lo que la predicción totaliza 28.058t. Esta predicción, supone una tasa de captura del 16,73% con respecto al stock total.

Los resultados de las estimaciones del modelo bioeconómico [1] modelo de único dueño, [2] modelo de uso comunal, y [3] modelo del RMS, son tal como se presenta en la siguiente tabla.

Tabla 4.4 Resultados de equilibrio de modelos

Descripción	Biomasa (t)	Captura (t)	Embarcación (unid)	Costo de extracción (Euro/t)
Equilibrio del modelo de único dueño	74.980	21.926	112	776
Equilibrio del modelo de uso comunal	37.400	26.116	348	2.021
Equilibrio de RMS	51.028	28.122	289	-

Fuente: Resultados del capítulo 3.

El coste por unidad de esfuerzo calculado a partir de las estimaciones de los parámetros de los modelos de gestión privada (único dueño) y pública (libre acceso) fue de 0,77 y 2,02 €/kg respectivamente. Estos datos provienen de la aplicación del modelo económico y biológico, en donde los agentes económicos actúan bajo información completa.

4.5.1 Discusión

Los instrumentos de gestión aplicados en el periodo analizado distan de lo que pregona la UE en su Política, por los resultados obtenidos y por lo observado en la práctica, sobretudo antes de la clausura impuesta en el año 2005. En ese sentido, se presenta un análisis con respecto a las medidas acorde a la situación de la explotación de la anchoa y una discusión con relación a los trabajos de investigación relacionados con políticas de regulación en el contexto de la UE.

Tal como mencionaba Clark (1990), la aplicación teórica con la utilización de datos reales, la explotación pesquera con el modelo de único dueño, garantiza la existencia y la disponibilidad del recurso natural por tiempo indefinido.

Con los datos utilizados en este trabajo, la administración de único dueño sugería una extracción de 21.926 t/año de anchoa en la Zona VIII, del Mar Cantábrico, sí y solo sí

se mantenía una biomasa pesquera aproximada a 75.000 t/año. Estas capturas representan aproximadamente el 29% con respecto a la biomasa; de ser así, esta relación debía ser respetada para garantizar la disponibilidad continua del recurso. Por otro lado, el RMS para esta especie en el banco de pesca fue de 51.028 t/año. De acuerdo a los datos observados desde 2002 a 2005 y al análisis realizado, la mortalidad natural y la migración negativa influyeron en la disponibilidad de la biomasa. Con la clausura del caladero en 2005, ha aumentado levemente la población hasta 2010, para recuperarse totalmente en 2015 y 2016.

De acuerdo al ICES (2007) la biomasa promedio histórica se encontraba alrededor de 45.000t y si la población se mantuviese en ese promedio, podría extraerse aproximadamente 13.000t, atendiendo a las estimaciones de reclutamiento para el siguiente periodo. Además, se refiere que para permitir cuotas entre 30.000 a 33.000 t/año, que es el TAC que se mantuvo desde 1987 hasta 2005 y luego de retomar la apertura nuevamente en 2016, en la industria pesquera de la especie en estudio, los niveles de biomasa debían estar entre 70.000 y 80.000t. De acuerdo a estos cálculos, la tasa de captura promedio con respecto a las existencias, varían entre el 30 y 40%.

Este análisis es puramente biológico, sin embargo, la incorporación de variables económicas sugiere una reducción en la tasa de captura hasta el 29%. Con este modelo, la extracción de anchoa debería ser de 21.926 t/año, con un costo de extracción de 776 €/t, que garantizan unos beneficios netos anuales de 27.296.306 €/año.⁸⁸ Estos valores óptimos del modelo económico y biológico coinciden con la expresión aplicada para el agente de único dueño.

Sí el recurso es explotado con el modelo común debe fijarse otro equilibrio, conocido como equilibrio de Nash (Nash, 1953; Clark, 1979; Pérez et al., 2004).⁸⁹ En este sentido, los resultados de la simulación del modelo económico y biológico arrojaron señales para la implementación de políticas de gestión de la pesquería.⁹⁰

⁸⁸ Bajo este esquema, el beneficio neto por kg de anchoa es de 1,14 €.

⁸⁹ Ver 4.6 Apéndice 1.

⁹⁰ El problema se reduce entonces a compartir los beneficios debido a la cooperación de una manera justa, por lo que se obtiene un TAC eficaz y sostenible (Li, 1999).

En la práctica, la tasa de captura fue del 48% sobre la biomasa existente y la extracción de 21.255t, llevando a un beneficio neto económico mayor a cero pero cercano al de libre acceso. Con este modelo, los beneficios son mínimos por contar con muchos participantes en la captura del recurso, entonces el precio promedio ponderado nominal del periodo se iguala al coste promedio nominal (2,021 €/kg) que como se expuso, aumenta conforme se incrementa la captura.

Se ensayaron simulaciones para observar la pérdida de bienestar conforme aumentan los niveles de extracción de la anchoa en la zona de estudio. A continuación se observa el resumen por cada situación empleada y la cantidad de dinero que implica la pesca de la anchoa sólo hasta el puerto de desembarque.

Tabla 4.5 CANTIDADES DE EXTRACCIÓN Y BENEFICIOS ECONÓMICOS

Descripción	Precio (€/t)	Costo (€/t)	Extrac- ción (t)	Beneficio Bruto (€)	Costo Total (€)	Beneficio Neto (€)
Equilibrio del modelo de único dueño	2.021	776	21.926	44.312.446	17.014.576	27.297.870
Equilibrio del modelo de uso comunal	2.021	2.021	26.116	52.780.436	52.780.436	0
En la práctica (Zona VIII)	2.021	1.552	21.255	42.956.355	32.987.760	9.968.595

Fuente: Resultados adaptados del Capítulo 3.

Los datos observados demuestran que la biomasa y la captura de anchoa sufrieron cambios entre 1987 y 2016, que es corroborado con el coeficiente de variación. Sin embargo, el número de embarcaciones que faenan en dicho banco tuvo poca variación, especialmente lo que se refiere a la flota española. Esto indica que la flota española para la captura de anchoa está sobredimensionada, coincidente con los informes y el diagnóstico presentado por el PENFEP (2007)⁹¹. Por tanto, si la flota española se

⁹¹ Moxnes (1998) había analizado la industria pesquera en Noruega en donde el Producto Medio de las flotas de mayor capacidad indicaba una sobreutilización, mientras que los de menor capacidad estaban siendo subutilizados.

encuentra subutilizada entonces, ésta debe reducirse para incrementar el producto promedio por barco y de alguna manera equilibrar la productividad de la flota francesa.

El número de botes es un factor variable y bajo el supuesto que los rendimientos son decrecientes, esta situación conlleva a que tanto el producto promedio (PME), como el producto marginal (PMA) sean bajos⁹².

La función de producción estimada de la pesquería de anchoas en la Zona VIII, con información de 1987 a 2016 fue $h_t = 6,4772368X_t^{0,476288}B_t^{0,523712}$ (Capítulo 3). Con esta función de producción, el $PME = 6,4772368 \left[X_t/B_t \right]^{0,476288}$ y el $PMA = 3,0850302 \left[X_t/B_t \right]^{0,476288}$.

Con estas funciones, se calcularon las productividades media y marginal para analizar la situación de la pesquería en el caladero. Se observó que el PME es mayor que el PMA, lo que indica que la operación de la pesquería, se encuentra en la etapa ideal de producción. Se observa además el incremento del PME y el PMA del modelo de único dueño sobre la situación actual bajo estudio de la pesquería. Por tanto, para una eventual reducción de la flota pesquera, es necesario un incremento tecnológico, y de esa manera aumentar el PME y PMA, aunque la evidencia empírica que innova los instrumentos, lleve a la decisión de políticas inadecuadas.

Tabla 4.6 Producto medio y marginal de la pesquería

Descripción	Producto Medio	Producto Marginal
Modelo en la actualidad	73	35
Modelo de único dueño	144	68

Fuente: Resultados adaptados del Capítulo 3.

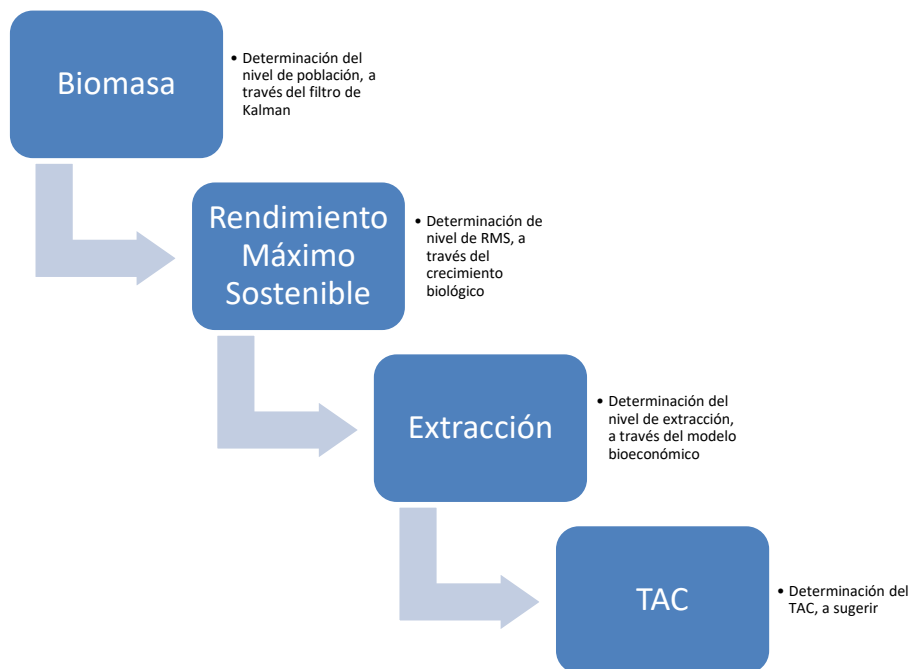
⁹² Si tanto el PME como el PMA son bajos, ésta situación acerca al sistema de producción a la ineficiencia.

Estos resultados dejan en evidencia que en el periodo bajo estudio el banco de pesca de la Zona VIII opera bajo el esquema de bienes comunales, incluso por debajo del RMS que es revelado en el modelo dinámico en el Capítulo 3. Los costes de extracción unitarios son más elevados –los cuales ascienden a 1,552 €/kg– en comparación al modelo de explotación de único dueño –en donde es de 0,776 €/kg–. Esto básicamente se debe a la disminución progresiva de la población de anchoa y la poca o nula regulación sobre la cantidad de botes pesqueros en el caladero, por consiguiente, los beneficios económicos de los agentes tendían a cero.

Los resultados de las estimaciones económicas y biológicas sugieren por tanto, la aplicación de instrumentos para la aplicación de políticas equilibradas en el ámbito social, económico y ambiental para lograr el desarrollo sostenible. En ese sentido, el TAC no podrá exceder a la cantidad óptima de extracción que representa alrededor del 29% de las capturas con respecto a la biomasa. De llegar al óptimo, estas capturas representan un ingreso bruto para los pescadores de 27.297.870 €/año.

La combinación de modelos de estado espacio, biológicos y económicos, potencian la fijación de cuotas por parte de los centros de investigación. Esto ayudará a la Comisión Europea a adoptar un TAC sostenible que coincida con la PPC actual, sobre todo para garantizar el rendimiento a largo plazo. En ese sentido, las recomendaciones científicas se pueden sintetizar en el siguiente esquema (Figura 4.1).

Figura 4.1. Acuerdo y capturas de anchoa en el Golfo de Vizcaya, en miles de t



La implementación de los componentes de este esquema coincide con la propuesta de la PPC actual, donde se pretende profundizar cuatro aspectos que se relacionan con gestión, política internacional, mercados y financiamiento. La información disponible y la práctica demuestran que estos pasos son fundamentales para la definición del TAC por parte de la Comisión para el logro del desarrollo sostenible.

Así como en esta investigación, el trabajo de Kulmala et al. (2007), para la industria pesquera finlandesa de los arenques reflejan que el manejo de la misma estaba lejos de ser un equilibrio económico y biológico, en donde los resultados y las recomendaciones económicas estimadas fueron más conservadoras que las recomendaciones biológicas proporcionadas por el ICES. Asimismo, proponían la aplicación de ITQ como alternativa viable al manejo actual del TAC, en donde los pescadores también demuestran interés para apoyar el sistema.⁹³

⁹³Después de la aplicación de ITQs, las firmas tienden a incrementar sus beneficios porque la reducción en el número de firmas activas compensa este efecto con la reducción en el nivel de esfuerzo (Aguilar et al., 2000, Heaps, 2003).

Heaps (2003) consideraba que los efectos del TAC sobre la industria pesquera implica una reducción del excedente social, debido principalmente a la disminución en el nivel de esfuerzo y de la flota activa, en tanto que, si el TAC se mantiene constante y la biomasa aumenta, el excedente social también se incrementa. Homans y Wilen (2005) sugieren asignar derechos de propiedad dividiendo el TAC en ITQ y distribuyendo a los participantes originales, en este caso respetando el 50% para cada país. Este instrumento ayudaría a que el tiempo de la extracción se extienda por más tiempo y los poseedores de cuotas podrían planear la extracción durante el año para alcanzar los mejores precios posibles.

Coincidentemente con trabajos de investigación de otras industrias pesqueras las valoraciones y la política de regulación actuales no parecen brindar resultados favorables para el sector. Por tanto, los centros de investigación como el ICES, AZTI, entre otros, deben ajustar las valoraciones incluyendo también variables económicas como variables de decisión y que a su vez se reflejen predicciones más conservadoras y precisas que combinadas con la aplicación de políticas eficientes, conlleve hacia el camino de la sostenibilidad.

La pesca espacial es también otra alternativa como instrumento de gestión, asignando ciertas áreas a industrias específicas y que según Valcic (2009) garantiza la sostenibilidad. Otro instrumento similar es la cuota individual por hábitat (IHQ) que según Holland y Schnier (2006) en principio se muestra más costo efectivo que la aplicación de medidas como las áreas protegidas marinas (MPAs), pero esta ventaja relativa disminuye cuando la tasa de distribución de peces y la incertidumbre aumentan.

Tal como mencionaban Daw y Gray (2005), dentro de la UE, la investigación científica pesquera y el consejo pasan por una cadena de instituciones central europeas antes de ser incorporada en la política. Sin embargo, el consejo a menudo implementa solo parcialmente la política y el sistema no logra alcanzar el manejo sostenible de las industrias pesqueras. Existen varios elementos del sistema político y científico de la

PPC que inhiben la incorporación eficiente del consejo científico dentro de la política y la práctica, aunque la política es ampliamente reconocida como falla, el cambio es resistido por los Estados miembros de la UE que se benefician del status quo representado por políticos interesados en ser reelectos en el corto plazo.

Mientras tanto, la separación de la comunidad científica de los pescadores y las instituciones para analizar las valoraciones crea desconfianza e incertidumbre en las recomendaciones. La aplicación del manejo eficiente de una política pesquera debe involucrar fundamentalmente a tres problemas principales como son la complejidad, el contexto y la organización de acuerdo a Lane y Stephenson (1999). Además, debe sumarse la colaboración más estrecha entre los responsables políticos, científicos y pescadores, integrando las ciencias sociales con las industrias pesqueras para reencausar los objetivos de la investigación hacia metas alcanzables y mejore la relación entre la política y la ciencia del manejo de las industrias pesqueras (Daw y Gray, 2005).

Con respecto al control de factores, puede aplicarse las cuotas individuales por esfuerzo, considerando el número de botes como unidad de esfuerzo. Los resultados reflejan que el producto promedio o CAPUE de pescadores españoles debe aumentar, sin embargo, Sutinen (1999) menciona que al reducir el número de barcos se incrementan los costes.⁹⁴ Por el contrario, de acuerdo a los resultados estimados, este proceso de ajuste en el número de barcos reducen los costos en 15.965.805 €, monto que puede ser aplicado para la innovación e implementación de tecnologías más eficientes.

La veda es recomendable aplicar para rehabilitar la biomasa hasta que la regeneración sea suficiente como para llegar al estado estacionario y extraer el 29% con respecto a las existencias. Esta práctica aumenta la densidad de algunas especies y el tamaño de

⁹⁴ Esto ocurre probablemente debido a la innovación tecnológica que permite elevar los costes para el primer periodo.

cada espécimen cambia permitiendo el incremento de la biomasa (Sutinen y Soboil, 2001).

Sin embargo, Clark et al. (1979) ya mencionaban que las políticas de rehabilitación de stock, como la veda, no presentan mucha garantía a menos que la biomasa pesquera disminuya severamente. Conforme a la teoría, con la veda se logra el objetivo biológico, pero no el objetivo económico, puesto que en época de veda, tanto la mano de obra como el capital están paralizados. Tal como sugiere Flateen (1983) el nivel óptimo de la biomasa pesquera debe alcanzarse cuanto antes y la industria debe ubicarse en la senda de producción sostenible, hasta que ocurran cambios en parámetros exógenos. Es decir, que las valoraciones deben ser revisadas periódicamente y ajustadas a las situaciones actuales.

Otro instrumento que puede resolver el conflicto entre propietarios de un recurso, como sugiere Munro (1979) es la implementación de pagos laterales, como una compensación por los daños causados de no aprovechar el recurso, transfiriendo el dinero de un copropietario a otro. Para algunos casos específicos es fácil resolver el conflicto con la implementación de pagos laterales, ya que el recurso es manejado como si estuviera bajo el control de un solo dueño.

Se visualizó que existe un agotamiento de la biomasa que amenaza el sector, por tanto, la aplicación de instrumentos eficientes desde el punto de vista económico y biológico, deben partir de la premisa de asignar reglas claras en la implementación de la política. Desde este punto de vista, es posible recuperar el nivel de producción al menos en un 50% en comparación a la producción de décadas anteriores.

Para ello, debe aprovecharse la experiencia que tiene el sector pesquero desde los pescadores hasta los tomadores de decisión. De acuerdo a PENFEP (2007) la demanda del producto está prácticamente asegurada puesto que tiene una gran aceptación por parte de los consumidores, que a su vez puede ser beneficiado con la implementación de políticas duraderas y eficientes, principalmente en el precio del producto.

El programa de recuperación de la biología y la economía del sector con mínimo impacto, en los primeros años, la Administración Central debe acompañar a pescadores hasta que los agentes experimenten mayores ganancias en los años siguientes, tal como reflejan los resultados de Döring y Egelkraut (2008) para pesca del bacalao en el Mar Báltico.

4.5.2 Comentarios finales

Las variables biológicas con técnicas de predicción utilizadas presagian dudas acerca de su aplicación en la gestión de los recursos naturales renovables, principalmente pesqueros e incluso pone en peligro su sostenibilidad. El intervalo de confianza de las predicciones estimadas aumenta la incertidumbre debido a la dificultad que presenta definir las cuotas por parte de los tomadores de decisión. La presencia de incertidumbre dificulta determinar el instrumento adecuado para la gestión de los recursos pesqueros, por tanto, es fundamental mejorar las técnicas de valoración y aplicar instrumentos que muestren mayor eficiencia. La biomasa de precaución adoptada por la UE no es suficiente para fijar el TAC, puesto que variables económicas influyen sobre las capturas del recurso.

La UE mantuvo estable el TAC, prácticamente durante 19 años, provocando un desequilibrio en la población del recurso. Se observó además, que en varios años entre 1987 a 2016, la extracción superaba al TAC fijado, por lo que el instrumento demuestra fragilidad en el momento de su aplicación, que a su vez son consecuencias de la sobreestimación de las variables para la aplicación de esta política. Las diferencias positivas entre la extracción y el TAC definido muestra la inestabilidad de la biomasa existente durante el periodo analizado.

Las capturas de anchoas en la Zona VIII, en el Mar Cantábrico, con las características estudiadas deben estar condicionadas a extraer no más de 22.000 t/año o su equivalente aproximado al 29% con respecto a las existencias. De hecho, esta cantidad garantiza unos ingresos brutos para los pescadores ambos países de aproximadamente 45.000.000 €/año, flujo de dinero nada despreciable que mueve el negocio de la pesca

hasta el puerto de desembarque. Esto a su vez proporciona un movimiento constante de la mano de obra en el mercado del recurso estudiado.

Las valoraciones y predicciones de centros de investigación encargados de realizar estudios científicos para la UE, como el caso del ICES deben generar resultados más precisos y con menos incertidumbre.

Igualmente, es necesaria la incorporación de variables económicas en los modelos como punto de partida para obtener de estimaciones que conduzcan a la aplicación de políticas de regulación más conservadoras para la anchoa. Aparte de la mala gestión de la Administración Central, la disminución de la población se presentó por la influencia de otros factores externos como el cambio climático, los cuales no forman parte del análisis del presente trabajo.

Es decir, que la combinación de modelos de estado espacio, biológicos y económicos, potencian la fijación de cuotas por parte de los centros de investigación. En ese sentido, se propone determinar la población o biomasa a través del modelo estado espacio para el periodo en estudio a partir de series de tiempo, luego estimar el crecimiento biológico de la población y el RMS para el periodo en estudio, y la determinación de cantidades óptimas de biomasa, extracción y esfuerzo a través del modelo biológico y económico.

La aplicación de estos instrumentos condiciona a una reducción de la flota pesquera de manera automática, garantizando las bondades del mercado que facilitan a los agentes económicos llevar a la estabilidad y al equilibrio. Esta reducción del capital, y con la introducción de mejoras tecnológicas, se garantizará el aumento del producto promedio y el incremento del nivel de bienestar de los agentes económicos, ya que disminuyen los costes de extracción en 15.965.805 €, que es trasladado al consumidor final, y por otro lado, el precio pagado por los mismos, se traduce en eficiencia.

Por tanto, es aconsejable que los POP elaborados por la UE reviertan la política utilizada en los últimos 20 años por un enfoque moderno y adecuado a los tiempos actuales con la ayuda de los estudios científicos que incluyan el bienestar de los agentes económicos como variables de decisión, ya que su aplicación es muy escasa. La aplicación de estos pasos coincide con la PPC actual que pretende profundizar los aspectos que se relacionan con lo expuesto en el capítulo, en cuanto a la gestión, política internacional, mercados y financiamiento.

4.6 Apéndice 1

4.6.1 Bienes comunales

Los recursos naturales tienen características de bienes públicos,⁹⁵ principalmente por la no rivalidad y no exclusividad en el consumo (Varian, 1992; Mas-Colell y Whinston, 1995; Mankiw, 2008), pero cuando se trata de un recurso de uso común o de libre acceso, si existe rivalidad en el consumo a diferencia de los bienes públicos, pudiendo acceder a ello más de un agente económico. Los recursos pesqueros o bancos de pesca se aproximan a esto, que lo convierte en un recurso de uso común.

El agente que explota un banco de pesca toma decisiones racionales para maximizar los beneficios, sin tener en cuenta los costos externos⁹⁶ generados por su explotación ocasionados para el otro agente. Este modelo se convierte en la conocida “Tragedia de los Comunes” (Hardin, 1968)⁹⁷ debido que cada agente espera incrementar sus beneficios con el aumento de una unidad adicional de extracción del recurso.⁹⁸ Es decir, que compartiendo un banco de pesca en aguas internacionales se incrementa el esfuerzo en detrimento a la cantidad del recurso natural (Young, 2001; Mc Whinnie, 2008).

De acuerdo a Clark (1979), Mas-Colell y Whinston (1995), Pérez et al. (2004) los agentes económicos actúan en forma estratégica⁹⁹ que puede estudiarse a través de la aplicación de juegos estáticos y dinámicos con información completa e incompleta, específicamente para modelos de: [i] sobreexplotación de recursos comunales, [ii]

⁹⁵ Los bienes públicos son fallos de mercado que tienen las siguientes características: [1] No hay rivalidad en el consumo y [2] No hay exclusividad en el consumo.

⁹⁶ Esta situación produce una externalidad negativa, que existe cuando las decisiones de un agente económico afecta en forma negativa a las decisiones de otro agente económico (Coase, 1960; Mankiw, 2008).

⁹⁷ Hardin (1968) se refiere específicamente a pastores que llevan su ganado a un pastizal abierto a todos para alimentarlos. Este modelo posee dos componentes bien definidos: uno positivo y otro negativo; el positivo es una función correspondiente al incremento de un animal en el pastizal y el pastor recibe los beneficios de la venta; y el negativo es una función producto del sobrepastoreo generado por un animal adicional en el pastizal. En concreto, los efectos del sobrepastoreo son compartidos por todos los pastores.

⁹⁸ Young (2001) presenta una discusión sobre la intervención del Estado en el abuso en el uso de los recursos comunes en el Sur de Baja California, México.

⁹⁹ Un juego en forma estratégica J viene especificado por los siguientes elementos $J = \{A, S_i, \pi_i\}$, donde A es el agente i , S_i es la estrategia del agente i y π_i el beneficio o pago para cada agente i .

Clark–Groves para la asignación de bienes públicos, y [iii] oligopolio de Cournot y Bertrand.

Los recursos pesqueros y los agentes encargados del manejo pueden ser analizados a partir del esquema del juego (Nash, 1953). El juego más simple es el dilema del prisionero (Mas–Colell y Whinston, 1995; Nicholson, 1997 y Pérez et al., 2004)¹⁰⁰, que permite describir y medir el comportamiento estratégico¹⁰¹ de los individuos, maximizando los pagos correspondientes a esas decisiones y llevar a un equilibrio óptimo que beneficie a ambos agentes a partir de las estrategias propuestas por cada uno.¹⁰²

Pérez et al. (2004) presenta un modelo general en la explotación de un bien comunal por n agentes considerado jugadores. De acuerdo al mismo, [i] J_i extrae e_i unidades para todo $i = 1, 2, \dots, n$ donde $e_i \in [0, \infty)$ y E es la cantidad total de $e_1 + e_2 + \dots + e_n$; [ii] $v(E)$ es el valor que obtiene cada agente por extraer una unidad de e , donde v es estrictamente decreciente y cóncava, o sea que, $v''(E) < 0$ y $v'(E) < 0$; [iii] el coste de extraer una unidad de e es c , donde $c < v(0)$; y [iv] la función de beneficios es $\pi_i = (e_1, \dots, e_2, \dots, e_3)$. La combinación $(e_1^*, \dots, e_2^*, \dots, e_1^*)$ es un equilibrio de Nash, sí y sólo sí para todo i , e_i^* es una respuesta óptima a e_{-i}^* . Las condiciones de primer orden son:

$$\partial \pi_i(e_i, e_{-i}^*) / \partial e_i = v(e_i + e_{-i}^*) - c + e_i \cdot v'(e_i + e_{-i}^*) = 0$$

Donde,
$$v(E^*) - c + e_i^* \cdot v'(E^*) = 0 \quad [1]$$

Sumando, los n agentes y dividiendo por el mismo número se tiene,

¹⁰⁰ De acuerdo a estos autores, el dilema del prisionero fue inicialmente analizado por Tucker en la década de 1940.

¹⁰¹ Munro (1979) se refiere que las estrategias de manejo del recurso entre los copropietarios normalmente se observa en términos de propensión marginal a invertir en el recurso por cada uno de los dueños.

¹⁰² Si los agentes cuentan con un par de estrategias (a^* y b^*), representa una solución de equilibrio en un juego de dos jugadores si a^* es una estrategia óptima para A frente a b^* y b^* es una estrategia óptima para B frente a a^* . Munro (2004) y Reed (1995) también presentan una discusión del tema, con la aplicación de juegos y el equilibrio de Nash.

$$v(E^*) - c + E^*v'(E^*)/n = 0 \quad [2]$$

Donde el beneficio de extraer una unidad adicional del recurso es $v(E^*) - c$ y el perjuicio que genera cada J_i por unidad adicional es $E^*v'(E^*)/n = 0$.

La cantidad total de extracción E^* tiene dos propiedades, [i] es cóncava y estrictamente decreciente; y [ii] $E^* < E_{m\acute{a}x}$ por ser estrictamente decreciente, donde $E_{\infty}^* < E_{m\acute{a}x}$.

Ahora bien, si $n = 1$, E_1^* , es la solución óptima de $v(E^*) - c + E^*v'(E^*) = 0$ y el beneficio óptimo π_1^* es $E_1^*(v(E_1^*) - c)$. Por otro lado, si $n = \infty$, E_{∞}^* es la solución de $v(E) - c$, y el beneficio π_{∞}^* es $E_{\infty}^*(v(E_1^*) - c) = E_{m\acute{a}x}^*(v(E_{m\acute{a}x}^*) - c) = 0$, en donde, $E_{\infty}^* = E_{m\acute{a}x}$.

Por tanto, $E_1^* < E_2^* < \dots < E_n^* < E_{\infty}^*$, es decir, que a medida que se adhieren agentes al sector aumenta la extracción, hasta llegar a un máximo de capturas. Por consiguiente, dos agentes pueden sacar mejor provecho a esta situación mediante el juego cooperativo siendo $E_1^* < E_2^*$, pero $\pi_1^* > \pi_2^*$.¹⁰³

Aunque, esto ocurra con la solución de Nash, en primer lugar se ubica la explotación con asignaciones de derechos de propiedad a un solo agente. Por tanto, este debe ser el punto de partida de los tomadores de decisión.

4.6.2 Soluciones de un juego mediante el equilibrio de Nash

En el juego $J = \{S_1, \dots, S_n; \pi_1, \dots, \pi_n\}$ se dice que el perfil de estrategias puras $(S_1^*, S_2^*, \dots, S_i^*, \dots, S_n^*)$ es un Equilibrio de Nash, si para cada jugador i , $\pi_i(S_1^*, \dots, S_{i-1}^*, S_i^*, S_{i+1}^*, \dots, S_n^*) \geq \pi_i(S_1^*, \dots, S_{i-1}^*, S_i, S_{i+1}^*, \dots, S_n^*)$ para todo S_i , en donde para cada jugador i , S_i^* es una solución de máximo

¹⁰³De acuerdo a Clark (1990) los beneficios de una coalición incluye la renta adicional sobre la extracción, ante el punto de amenaza de la renta del recurso de la suma total de participantes, calculado bajo el equilibrio no cooperativo de Nash.

$\pi_i(S_1^*, \dots, S_{i-1}^*, S_i^*, S_{i+1}^*, \dots, S_n^*)$ donde S_i es la variable decisión y pertenece a S_i . Para cada jugador i , S_i^* es una respuesta óptima a S_{-i} .¹⁰⁴

4.6.3 Aplicación al problema de bienes comunales

Si el recurso es explotado como bien privado y por un solo agente, el problema se plantea de la siguiente manera:

$$\pi = aE - cE^2$$

Donde π es el beneficio, $a - E$ el precio por unidad y c el coste por unidad.

La condición de primer orden es $\partial\pi/\partial E = 0$

Entonces, queda: $E = (a - c)/2$ como la cantidad óptima de extracción y la ganancia máxima es: $\pi = \left[a - \left(\frac{a-c}{2} \right) - c \right] \left(\frac{a-c}{2} \right)$, donde, finalmente: $\pi = ((a - c)/2)^2$

Si el recurso es explotado por dos agentes, el cálculo se hace como si lo estuviera explotando un agente y la extracción total se vuelve $E = e_1 + e_2$. Por tanto, $e_1^* = e_2^* = (a - c)/4$, y $\pi_{1,2} = \frac{1}{2}((a - c)/2)^2$.

¹⁰⁴ Pérez, et. al. (2004).

Capítulo 5

Conclusiones

El trabajo examinó tres principales aspectos, la determinación de cuotas sostenibles a partir de las predicciones con modelos de estado espacio por medio del filtro de Kalman, la explotación bajo asignaciones de derechos de propiedad y de libre acceso como se ha demostrado que se estaba operando y la revisión de los instrumentos de regulación y políticas aplicados por la UE, bajo la premisa de la hipótesis, de que los métodos utilizados por la Administración Central son inadecuados para informar y establecer objetivos sostenibles en la política pesquera. Así que, la incertidumbre generada por las predicciones que sobreestiman los valores superando a la regeneración natural, se adhiere la escasa eficiencia en la aplicación de políticas públicas en el momento de fijar TAC por parte de los Estados miembros de la UE.

El objetivo de la investigación se centró en analizar la gestión pesquera a partir de la aplicación de modelos de predicción y demostrar que una buena especificación del modelo conduce a la toma de decisiones eficientes desde el punto de vista de la Administración Central. Además, se han establecido como objetivos específicos: [i] presentar formas de especificación de modelos y procesos para la predicción bajo incertidumbre de recursos pesqueros; [ii] probar el comportamiento de los datos con el modelo bioeconómico y compararlos con los resultados de las estimaciones de los centros de investigación y trabajos realizados en otros bancos de pesca de la UE; y [iii] analizar la implementación de instrumentos de gestión y políticas para la regulación pesquera, y si la misma ofrece una pesca sostenible con el sistema de gestión a partir del TAC que adquieren los Estados Miembros de la UE.

Las variables biológicas y las técnicas de predicción utilizadas presagian dudas acerca de su aplicación en la gestión de los recursos naturales renovables, principalmente pesqueros e incluso pone en peligro su sostenibilidad. El intervalo de confianza en las estimaciones, aumentaba la incertidumbre debido a la dificultad de definir los TAC por parte de los tomadores de decisión de la UE. La biomasa de precaución adoptada por la UE no es suficiente para fijar el TAC, puesto que variables económicas influyen

sobre las capturas del recurso. A partir de la construcción de series de tiempo con información de fuentes secundarias recabadas por los centros de investigación ha permitido estimar el stock por edad y periodo con mayor precisión para el siguiente periodo, sobre la base de que la situación en un periodo se refleja en el siguiente periodo. En general, la predicción a través del modelo estado espacio para la evaluación del nivel de stock de los recursos naturales renovables refleja precisión reduciendo la incertidumbre, en comparación con los métodos utilizados por los centros.

La utilización de datos históricos y la incorporación de variables económicas en los modelos de explotación pesquera, mejoran la determinación de cuotas en comparación a las valoraciones que solo consideran informaciones biológicas y las técnicas probabilísticas Bayesianas. La experiencia de la UE en el manejo de recursos pesqueros muestra que el marco preventivo no es fácil implementar, principalmente por los resultados obtenidos en el periodo en estudio. Desde esta perspectiva, el modelo económico y biológico es una garantía para la aplicación de políticas pesqueras que deben ser ajustados a la situación de los bancos de pesca para lograr el equilibrio y la sostenibilidad, beneficiando a la sociedad.

Las predicciones a partir de modelos de estado espacio (filtro de Kalman) son más acotadas, conservadoras y precisas para estudiar las series poblacionales. La aplicación de este modelo en biomasa pesquera muestra que los resultados son más pesimistas que los modelos de predicción utilizados usualmente, y son herramientas alternativas que maximizan la eficiencia de las valoraciones. La serie del stock disponible se clasificó en edades, utilizando los datos del muestreo continuo realizado por los mismos centros de investigación pesqueros. La estimación del stock para el siguiente periodo se realizó por medio de $x_{1,t-1}$, $x_{2,t-1}$ y $x_{n,t-1}$ como existencias del recurso de Edad1, Edad2 y Edad $n+$ en el periodo anterior, y $h_{1,t-1}$, $h_{2,t-1}$ y $h_{n,t-1}$ como las extracciones para el mismo periodo; por tanto, para el siguiente periodo la biomasa de Edad1, está formada por la diferencia entre $x_{1,t}$ y $h_{1,t}$, la biomasa de Edad2 por la diferencia entre $x_{1,t-1}$ y $h_{1,t-1}$ menos $x_{2,t}$, y la biomasa de la Edad $n+$, por la diferencia entre $x_{2,t-1}$ y $h_{2,t-1}$ más la diferencia entre $x_{n,t-1}$ y $h_{n,t-1}$, menos $h_{n,t}$. Formalizando y

presentando en una expresión matemática, para la Edad1, se tiene que la biomasa correspondiente a la misma es, $X_{1,t} = X_{0,t} + X_{1,t-1} - h_{1,t}$.

El modelo económico y biológico permitió construir la curva de crecimiento natural a partir de datos históricos de biomasa y extracción del caladero. Los recursos naturales, especialmente los pesqueros poseen comportamientos variables en el tiempo, debido al desplazamiento de los mismos en aguas continentales y las decisiones tomadas a partir de valoraciones imprecisas responden a fluctuaciones cíclicas y equilibrios inestables. Las técnicas econométricas complementadas con los procesos de optimización permiten ajustar estas variaciones, reflejada en una senda de equilibrio estable. Cuando la biomasa de precaución y límite, son menores que el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), se observan unos periodos críticos hasta que el recurso retoma la senda tendiente a su capacidad de carga. Por tanto, la aplicación de estos modelos orienta a los tomadores de decisión, en la definición de políticas que favorezcan el bienestar social.

La aplicación de técnicas que operan con escasas variables para predecir el futuro en recursos naturales renovables llevan a resultados erróneos con respecto a la definición de tendencias, que desde el punto de vista de la sostenibilidad permite una disminución progresiva del mismo.

Como se pudo observar la incorporación de las variables socioeconómicas en los modelos de pesquerías, económico-biológico, estado-espacio permitieron obtener la función de crecimiento poblacional, el RMS y la función de producción con el fin de estimar una cuota óptima de captura que de esa forma sirve para complementar las estimaciones las valoraciones realizadas por el ICES y la UE a partir de biomasa de precaución para calcular el TAC. Por tanto, los modelos económico y biológico aportan señales importantes para el manejo de los recursos naturales y económicos, puesto que bajo una administración equilibrada ayuda a disminuir los costes promedios de extracción a través de la aplicación de medidas de regulación eficientes.

La puesta en práctica de los instrumentos que proporcionan las bondades del mercado facilitan a los agentes económicos llevar de forma automática a la estabilidad y al

equilibrio, condicionando a la reducción del capital con la introducción de mejoras tecnológicas, el aumento del producto promedio y el incremento del nivel de bienestar de los mismos, ya que por un lado disminuyen los costes operativos y por el otro el precio del producto pagado por los consumidores, que se traduce en eficiencia.

Una vez fijado el TAC como techo, es aconsejable dividir y repartir en para las empresas o grupos de pescadores de países, respetando una proporción equitativa por participante, y que la cantidad repartida por cada país sea intercambiada únicamente entre los pescadores nacionales. Esto condiciona a una reducción automática de la flota pesquera con la introducción de mejoras tecnológicas en las capturas, el aumento del producto promedio y el incremento del nivel de bienestar de los productores y consumidores. Es aconsejable que los POP elaborados por la UE reviertan la política utilizada en los últimos años por una que combine métodos que incorporen el bienestar de los agentes económicos como variables de decisión, ya que su aplicación es muy escasa y sólo algunos Estados miembros de la Unión Europea implementan políticas con estas características.

Uno de los problemas para la gestión de recursos naturales renovables, es la escasa información, que aunque se logre obtener está dispersa o de lo contrario, no está actualizada. Esta situación conlleva a la aplicación de métodos y técnicas que operan con escasas variables con el objetivo de explicar situaciones y predecir el futuro. Los modelos de predicción con técnicas bayesianas operan con escasa información, sin embargo, muestran debilidades porque con bajo nivel de significancia presentan amplios intervalos de confianza en las valoraciones. En tanto que, los modelos de optimización dinámica que incorporan variables económicas como precios, costes y tasa de descuento intertemporal, reflejan resultados razonables desde el punto de vista de la explotación de los recursos naturales. En ese sentido, la incorporación de variables económicas en los modelos de explotación pesqueros mejora la calibración del modelo y los parámetros se muestran más conservadores que los modelos basados en técnicas bayesianas.

Entre las principales limitaciones encontradas durante el desarrollo de la investigación se pueden citar: [i] información escasa y dispersa sobre existencia (stock) y esfuerzo

pesquero; [ii] serie muy corta para la aplicación de modelos que exigen mayor grado de libertad; y [iii] excesiva distancia entre la zona elegida para la investigación y la ejecución de la misma.

En conclusión, el resultado de la investigación propone [i] la determinación de la población o biomasa a través del modelo estado espacio para el periodo en estudio a partir de series de tiempo; [ii] la estimación del crecimiento biológico de la población y el RMS para el periodo en estudio a partir de series de tiempo; [iii] la determinación de cantidades óptimas de biomasa, extracción y esfuerzo a través del modelo biológico y económico para el periodo en estudio, a partir series de tiempo; y [iv] la sugerencia de implementación de instrumentos de política tendientes a la explotación bajo asignaciones de derechos de propiedad para recursos comunes. En síntesis, la especificación del modelo teórico alternativo conduce a estimaciones acotadas y conservadoras con relación las utilizadas en la actualidad por los centros de investigación y de esa manera converger en un solo propósito de mantener el recurso en el tiempo, garantizando su existencia para las generaciones futuras.

Capítulo 6

Bibliografía

- Agnello, R. y Anderson, L. (1983). Production responses for multi-species fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 1393–1404.
- Aguilar, A., Reid, R. y Torpe, A. (2000). The Political Economy of Marine Fisheries Development in Peru, Chile and Mexico. *Journal of Latin American Studies*, 32(2), 503–527.
- Alós, J., Palmer, M., Balle, S. y Arlinghaus, R. (2016). Bayesian State Space Modelling of Conventional Acoustic Tracking Provides Accurate Descriptors of Home Range Behavior in a Small-Bodied Coastal Fish Species. *PLoS ONE*, 11(4), 1 – 23.
- Altman, D. y Bland, J. (1995). Statistics Notes: The Normal Distribution. *British Medical Journal*, 310, 298–298.
- Andrieu, C. y Doucet, A. (2002). Particle Filtering for Partially Observed Gaussian State Space Models. *Journal of the Royal Statistical Society*, 64(4), 827–836.
- Arnason, R. (1989), “Minimum Information Management with Help of Catch Quotas”, en Neher, P., Arnason, R. y Mollet, N. (eds.). *Right Based Fishing*, 215–240.
- Arnason, R. (1990). Minimum Information Management in Fisheries. *Canadian Journal of Economics*, 23, 630–653.
- Arnason, R. (1998). Ecological Fisheries Management Using Individual Transferable Share Quotas. *Ecological Applications*, 8 (1), 151–159.

- Arnason, R. (2001). Modern Fisheries Management, In: *Seminar on Fisheries Management*. Bruselas, Belgium, 1–14.
- Arnason, R., Hannesson, R. y Schrank, W. (2000). Costs of fisheries management: The Cases of Iceland, Norway and Newfoundland. *Marine Policy*, 24, 233–243.
- Arrow, K. y Fisher, A. (1974). Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88(2), 312–319.
- Auger-Méthé, M., Field, C., Albertsen, C., Derocher, A., Lewis, Jonsen, M. y Flemming, J. (2016). State-space models’ dirty little secrets: even simple linear Gaussian models can have estimation problems. *Scientific Reports*, 1–10.
- AZTI – Tecnalia. (2005). Situación del stock de la anchoa y recomendaciones para su gestión. Bizkaia: AZTI, 1 – 6.
- Barro, R. y Sala-i-Martin, X. (2004). *Economic Growth* (2aEd.).Cambridge, USA: Massachusetts Institute of Technology Press.
- Beare, D., Needle, C., Burns, F. y Reid, D. (2005). Using Survey Data Independently from Commercial Data in Stock Assessment: an Example Using Haddock in ICES Division Via. *Journal of Marine Science*, 62, 996 – 1005.
- Beddington, J., Watts, C. y Wright, W. (1975). Optimal Cropping of Self – Reproducible Natural Resources. *Econometrica*, 43(4), 789–802.
- Benckroun, H. y Van Long, N. (2002). Transboundary Fishery: A Differential Game Model. *Economica*, 69(274), 207–221.
- Berck, P. (1979). Open Access and Extinction. *Econometrica*, 47, 877 – 882.

- Bousquet, N., Duchesne, T. y Rivest, L. (2008). Redefining the Maximum Sustainable Yield for the Schaefer Population Model Including Multiplicative Environmental Noise. *Journal of Theoretical Biology*, 254, 65–75.
- Box, G. y Jenkins, G. (1970). Time Series Analysis: Forecasting and Control. San Francisco: Holden Day Pub.
- Box, G. y Jenkins, G. (1976). Time Series Analysis: Forecasting and Control. San Francisco: Holden Day Pub.
- Boyce, J. (2004). Instrument Choice in a Fishery. *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(1), 183–206.
- Brander, J. y Scott, M. (1997). International Trade and Open-Access Renewable Resources: The Small Open Economy Case. *The Canadian Journal of Economics*, 30(3), 526–552.
- Brown, G. (1974). An Optimal Program for Managing Common Property Resources with Congestion Externalities. *Journal of Political Economy*, 82, 163–174.
- Castilho, C. y Srinivasu, P. (2007). Bio-economics of a Renewable Resource in a Seasonally Varying Environment. *Mathematical Biosciences*, 205, 1–18.
- Cerviño, S. (2004). Estudio de la incertidumbre asociada a los métodos de evaluación de las poblaciones de peces. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo.
- Chen, C. y Hsui, C. (2007). Fishery Policy when Considering the Future Opportunity of Harvesting. *Mathematical Biosciences*, 207, 138–160.
- Clark, C. (1973). Profit Maximization and the Extinction of Animal Species. *The Journal of Political Economy*. 81(4), 950–961.

- Clark, C. (1976). *Mathematical Bioeconomics: the Optimal Management of Renewable Resources*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Clark, C. (1979). Mathematical Models in the Economics of Renewable Resources. *SIAM Review*, 21(1), 81–99.
- Clark, C. (1985). *Bioeconomic Modelling and Fisheries Management*. New York, USA: Wiley Interscience.
- Clark, C. (1990). *Mathematical Bioeconomics. The Optimal Management of Renewable Resources (2a Ed.)*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Clark, C. y Munro, G. (1975). Economies of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2, 92–106.
- Clark, C. y Munro, G. (1980). Fisheries and the Processing Sector: Some Implications for Management Policy. *The Bell Journal of Economics*, 11(2), 603–616.
- Clark, C. y Munro, G. (1982). The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach. In: Mirman, L.J. and D. F. Spulber (Eds.) *Contributions to Economics Analysis: Essays in the Economics of Renewable Resources*. North – Holland Publishing Company.
- Clark, C., Clarke, F. y Munro, G. (1979). The Optimal Exploitation of Renewable Resource Stocks: Problems of Irreversible Investment. *Econometrica*, 47, 25–48.
- Clark, C., Munro, G., Sumaila, U. y Turrís, B. (2007). Impacts of Harvesting Rights in Canadian Pacific Fisheries. Clark, Munro and Associates. Disponible en: <http://www.econ.ubc.ca/munro/harvest.pdf>

- Cochrane, K. (1999). Complexity in Fisheries and Limitations in the Increasing Complexity of Fisheries Management. *Journal of Marine Science*, 56, 917–926.
- Cochrane, K. (2002). A fishery manager's guidebook. *FAO Fisheries Technical Paper*, 424, 231.
- Comisión Europea. (2014). TAC y Cuotas. Disponible en: http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules/tacs/index_en.htm
- Comisión Europea. (2016). La política pesquera común en datos y cifras. Información estadística básica. Bruselas, Bélgica, 1–53.
- Comisión Europea. (2017). La política pesquera común (PPC). Disponible en: https://ec.europa.eu/fisheries/cfp_es
- Comunidades Europeas. (2006). El Empleo en el Sector Pesquero. Bruselas, Bélgica.
- Confederación Española de Pesca (CEPESCA). (2015). Informe del sector pesquero español 2015. Oportunidades y desafíos, 1–33.
- Conrad, J. (1989). Bioeconomics and the Bowhead Whale. *The Journal of Political Economy*, 97(4), 974–987.
- Conrad, J. (1994). Programación Dinámica y Gestión de los Recursos Naturales. En: Azqueta, D. y Ferreiro, A. (Eds.). *Análisis Económico y Gestión de los Recursos Naturales*. Madrid, España: Alianza Editorial.
- Conrad, J. y Clark, C. (1991). *Natural Resources Economics. Notes and Problems*. Cambridge, London, UK: Cambridge University Press.

- Daw, T. y Gray, T. (2005). Fisheries Science and Sustainability in International Policy: a Study of Failure in the European Union's Common Fisheries Policy. *Marine Policy*, 29, 189–197.
- De Jong, P. (1991). The Diffuse Kalman Filter. *The Annals of Statistics*, 19(2), 1073–1083.
- Del Valle, I. (1998). Análisis Bioeconómico de la Pesquería de la Anchoa de la División VIII. Tesis Doctoral. Departamento de Economía. Universidad Pública de Navarra.
- Dictionary of Scientific Biography. Gauss, *Carl Friedrich*, 5, 298-314.
- Döring, R. y Egelkraut, T. (2008). Investing in natural capital as management strategy in fisheries: The case of the Baltic Sea cod fishery. *Ecological Economics*, 64, 634–642.
- Eisenack, K., Welsch, H. y Kropp, J. (2006). A Qualitative Dynamical Modelling Approach to Capital Accumulation in Unregulated Fisheries. *Journal of Economic Dynamics & Control*, 30, 2613–2636.
- Enders, W. (1996). *Rats Handbook for Econometrics Time Series* (2a Ed.). New York, USA: John Wiley & Sons Inc.
- Espasa, A. (1994). *Métodos Estadísticos Econométricos para el Análisis de la Coyuntura Económica*. Vitoria, España: Instituto Vasco de Estadística.
- FAO. (1995). *Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Rome, Italy.
- FAO. (2007). *Departamento de Pesca y Acuicultura*. Rome, Italy.
- FAO. (2007). *El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura, 2006*. Rome, Italia.

- FAO (2008). Departamento de Pesca y acuicultura. Rome, Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/fishery/countryprofiles/search/es>.
- FAO. (2009). El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura, 2008. Rome, Italy.
- FAO (2016). Código de Conducta para la Pesca Responsable. FI Institutional Websites. In: Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO [en línea]. Roma. Actualizado 13 March 2014. <http://www.fao.org/fishery/code/es>
- Flaaten, O. (1983). The Optimal Harvesting of a Natural Resource with Seasonal Growth. *The Canadian Journal of Economics*, 16(3), 447–462.
- Fujita, R.; Foran, T. y Zevos, I. (1998). Innovative Approaches for Fostering Conservation in Marine Fisheries. *Ecological Applications*, 8(1), S139–S150.
- Gallastegui, M. (1983). An Economic Analysis of Sardine Fishing in the Gulf of Valencia (Spain). *Journal of Environmental Economics and Management*, 10, 138–150.
- Gallastegui, M. y R. Franquesa. (1988). Los Modelos Bioeconómicos y su Aplicación al Sector Pesca. ¿A qué preguntas responde?. *Información Comercial Española*, 653–654, 9–20.
- Garrod, D. y Shepherd, J. (1981). On the relationship between fishing capacity and resource allocations. En: Haley, K. (ed.), *Proceedings of a NATO Symposium on Applied Operations Research in Fishing*. New York: Plenum Press.
- Gimenez, O., Rossi, V., Choquet, R., Dehais, C., Doris, B., Varella, H., Vila, J. y Pradel, R. (2007). State–Space Modelling of Data on Marked Individuals. *Ecological Modelling*, 206, 431–438.
- Gómez, C. (1995). Desarrollo Sostenible y Gestión Eficiente de los Recursos Naturales. En: Azqueta, D. y A. Ferreiro (Eds.). *Análisis Económico y Gestión de los Recursos Naturales*. Madrid, España: Alianza Editorial.

- Gordon, H. (1954). The Economic Theory of a Common Property Resource: *The Fishery. Journal of Political Economy*, 62, 124–142.
- Grafton, R., Nelson, H., y Turrís, B. (2006). How to resolve the class II common property problem? The case of British Columbia's multi-species groundfish trawl fishery. In *Advances in the economics of the fishery: festschrift in honour of Professor G.R. Munro*. Edited by T. Bjørndal, D., Gordon, Arnason, R. y Sumaila, R. Blackwell, Oxford, UK.
- Gréboval, D. y Munro, G. (1999). Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control. In: Gréboval, D. (Ed.). *Managing Fishing Capacity: Selected Papers on Underlying Concepts and Issues. FAO Fisheries*, 386, 1–48.
- Greene, W. (2002). *Análisis Econométrico*. Madrid, España: Prentice-Hall Iberia.
- Grillenzoni, C. (1993). ARIMA Processes with ARIMA Parameters. *Journal of Business & Economic Statistics*, 11(2), 235–250.
- Gudmundsson, G. (1994). Time Series Analysis of Catch–At–Age Observations. *Applied Statistics*, 43(1), 117–126.
- Gudmundsson, G. (2004). Time Series Analysis of Abundance Indices of Young Fish. *Journal of Marine Science*, 61, 176–183.
- Gujarati, D. (2004). *Econometría*. México: McGraw–Hill.
- Gulland, J. (1983). *Fish stock assessment A manual of basic methods*. FAO/Wiley Ser. on Food and Agriculture, 1, 1– 233.
- Hamilton, J. (1994a). *Time Series Analysis*. Princeton, USA: Princeton University Press.

- Hamilton, J. (1994b), State–Space Models, in Engle, R. and McFadden, D. (Eds.) *Handbook of Econometrics*, 4, 3014–3077.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162, 1243 – 1248.
- Harvey, A. (1989). *Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Harvey, A. (1990). *The Econometric Analysis of Time Series*. Oxford: Philip Allan.
- Harvey, A. y Pierse, R. (1984). Estimating Missing Observations in Economic Time Series. *Journal of the American Statistical Association*, 79(385), 125–131.
- Heaps, T. (2003). The Effects on Welfare of the Imposition of de Individual Transferable Quotas on the Heterogeneous Fishing Fleet. *Journal of Environment Economics and Management*, 46, 557–576.
- Hefley, T., Tyre, A., y Blankenship, E. (2013). Fitting population growth models in the presence of measurement and detection error. *Ecological Modelling* 263, 244– 250.
- Henderson, J. y Tugwell, M. (1979). Exploitation of the Lobster Fishery: Some Empirical Results. *Journal of Environmental Economics and Management*, 6, 287–296.
- Hew, P. (1997). The Linear Kalman Filter, Department of Mathematics, The University of Western Australia, 1–14. Disponible en: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/summary?doi=10.1.1.51.4191>.
- Hilborn, R. y Walters, C. (1987). A general model for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44, 1366–1369.

- Hilborn, R. y Walters, C. (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. New York, Chapman and Hall. Disponible en: http://books.google.com.py/books?id=WJg0OVEQHcQC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Hilborn, R., Branch, T., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C., Scheuerell, M., y Valero, J. (2003). State of the World's Fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 359–399.
- Hilborn, R., Walters, C. y Ludwig, D. (1995). Sustainable Exploitation of Renewable. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26, 45 – 67.
- Hind, E. (2015). A review of the past, the present, and the future of fishers' knowledge research: a challenge to established fisheries science. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 341–358.
- Hoel, M. (1978). Extermination of Self-Reproducible Natural Resources under Competitive Conditions. *Econometrica*, 46(1), 219–224.
- Holland, D. (2003). Integrating spatial management measures into traditional fishery management systems: The case of the Georges Bank multispecies groundfish fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 60, 915-929.
- Holland, D. y Schnier, K. (2006). Individual Habitat Quotas for Fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 51, 72–92.
- Homans, F. y Wilen, J. (2005). Markets and Rent Dissipation in Regulated Open Access Fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 49, 381–404.
- Ibaibarriaga, L., Fernández, C., Uriarte, A., y Roel, B. (2008). A two-stage biomass dynamic model for Bay of Biscay anchovy: a Bayesian approach. *ICES Journal of Marine Science*, 65, 191–205.

- ICES. (2007). Report of the Working Group on the Assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy. ICES Advisory Committee on Fishery Management.
- ICES. (2008). Report of the Working Group on Anchovy (WGANC), 13 - 16 June 2008, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2008 ACOM:04. 226 pp.
- ICES. (2009). Report of the Working Group on Anchovy and Sardine (WGANSA), 15 -20 June 2009, ICES Headquarters, Copenhagen. Diane Lindemann. 354 pp.
- ICES. (2010). Report of the Working Group on Anchovy and Sardine (WGANSA), 24–28 June 2010, Vigo, Spain. ICES CM 2010/ACOM:16. 290 pp.
- ICES. (2011). Report of the Working Group on Anchovy and Sardine (WGANSA), 24-28 June 2011, Vigo, Spain. ICES CM 2011/ACOM:16. 461 pp.
- ICES. (2012). Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 23 - 28 June 2012, Azores (Horta), Portugal. ICES CM 2012/ACOM:16. 544pp.
- ICES. (2013). Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 21 - 26 June 2013, Bilbao, Spain. ICES CM 2013/ACOM:16. 752pp.
- ICES. (2014). Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 20-25 June 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:16. 599 pp.
- ICES. (2015). Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 24–29 June 2015, Lisbon, Portugal. ICES CM 2015/ACOM:16. 612 pp.

- ICES. (2016). Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 24-29 June 2016, Lorient, France. ICES CM 2016/ACOM:17. 531 pp.
- Instituto Español de Oceanografía. (2002). Hoja Informativa, 65, 1–4.
- Instituto Vasco de Estadística (Eustat) (2016). Federación de Cofradías de Pescadores de Vizcaya y Gipuzcoa, Departamento de Agricultura y Alimentación. Disponible en: <http://www.eustat.es/>.
- Johnston, J. (1989). Métodos de Econometría. Barcelona, España: Vicens-Vives.
- Judge, G. (1996). Structural Time Series Analyser, Modeller and Predictor. *The Economic Journal*, 106(437), 1106–1115.
- Judge, G., Griffiths, W., Hill, R., Lee, T. (1985). The Theory and Practice of Econometrics. New York: John Wiley and Sons.
- Kalman, R. (1960). A new Approach to Linear Filtering and Prediction Problems. *Journal Basic Engineering*, 82D, 35–45.
- Kar, T. (2005). Conservation of a Fishery Through Optimal Taxation: a Dynamic Reaction Model. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 10, 121–131.
- Koopman, S., Shephard, N. y Doornik, J. (1999) Statistical Algorithms for Models in State Space using Ssf Pack 2.2. *Econometrics Journal*, 2, 113–166.
- Kulmala, S., Peltomäki, H., Söderkultalahti, P. y Kuikka, S. (2007). Individual Transferable Quotas in the Baltic Sea Herring Fishery: A Socio-bioeconomic Analysis. *Fisheries Research*, 84, 368–377.

- Lane, D. y Stephenson, R. (1999). Fisheries-Management Science: a Framework for the Implementation of Fisheries-Management Systems. *Journal of Marine Science*, 56, 1059–1066.
- Lent, R., Eric, S., Folsom, W. y Mba-Asseko, G. (1998). Global and Atlantic trends in production, processing and trade: the primary driving forces: an overview. Simposio ICCAT sobre túnidos. Col. Vol. Sci. Pap. Vol L 2
- Lermusiaux, P. (2006). Uncertainty Estimation and Prediction for Interdisciplinary Ocean Dynamics. *Journal of Computational Physics*, 217, 176–199.
- Li, E. (1999). Cooperative High–Seas Straddling Stock Agreement as a Characteristic Function Game. *Marine Resource Economics*, 13, 247–258.
- Liu, H., Karnauskas, M., Zhang, X., Linton, B., Porch, C. (2017). Forecasting dynamics of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in the U.S. Gulf of Mexico. *Fisheries Research*, 187, 31–40.
- Mankiw, N. (2008). Principios de Economía. (4ª Ed.). Madrid, España: Paraninfo.
- Mardle, S. y Pascoe, S. (2002). Modelling the effects of trade–offs between long and short term objectives in fisheries management. *Journal of Environmental Management*, 65(1): 49–62.
- Martin, K. (2001). Making Space for Community Resource Management in Fisheries. *Annals of the Association of American Geographers*, 91(1), 122–142.
- Mas–Colell, A., Winston, M. y Green, J. (1995). Microeconomic Theory. New York, USA: Oxford University Press.
- Masséa, J., Sanchez, F., Delaunay, D., Robert, J. y Petitgas, P. (2016). A partnership between science and industry for a monitoring of anchovy & sardine in the Bay

of Biscay: When fisherman are actors of science, *Fisheries Research*, 178, 26–38.

Mc Whinnie, E. (2008). The Tragedy of the Commons in International Fisheries: An Empirical Examination. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1–13.

McAllister M, Kirkwood GP (1998) Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model. *Journal of Marine Science*, 55, 1031–1060.

McCull, J. y Stevens, R. (1997). Australian Fisheries Management Authority: Organizational Structure and Management Philosophy, 2nd World Fisheries Congress: Developing and Sustaining World Fisheries Resources – The State of Science and Management, Brisbane 1996.

Millar, R. y Meyer, R. (2000). Non-Linear State Space Modelling of Fisheries Biomass Dynamics by Using Metropolis – Hastings within – Gibbs Sampling. *Applied Statistics*, 49(3), 327–342.

Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA). (2007). Plan Estratégico Nacional del Fondo Europeo de la Pesca. Madrid, España: MAPA, Secretaria General de Pesca Marítima.

Mohd, M., Murray, R., Plank, M., Godsoe, W. (2016). Effects of dispersal and stochasticity on the presence–absence of multiple species. *Ecological Modelling*, 342, 49–59.

Morrison, G. y Pike, D. (1977). Kalman Filtering Applied to Statistical Forecasting. *Management Science*, 23 (7), 768–774.

Moxnes, E. (1998). Not Only the Tragedy of the Commons: Misperceptions of Bioeconomics. *Management Science*, 44(9), 1234–1248.

- Munro, G. (1979). The Optimal Management of Transboundary Renewable Resources. *The Canadian Journal of Economics*, 12(3), 355–376.
- Munro, G. (1982). Fisheries, Extended Jurisdiction and the Economics of Common Property Resources. *The Canadian Journal of Economics*, 15(3), 405–425.
- Munro, G. (1998). The Economics of Overcapitalization and Fishery Resource Management: A Review. *University of British Columbia*, 21, 1–34.
- Munro, G. (2004). The Conservation and Management of Shared Fish Stocks: Legal and Economic Aspects. *FAO Fisheries Technical Paper*, 465, 1–67.
- Munro, G. y Sumaila, U. (2001). Subsidies and Their Potential Impact on The Management of the Ecosystems of the North Atlantic. *Fisheries Centre*, 10–27.
- Myers, R.; Hutchings, J. y Barrowman, N. (1996). Hypothesis for the decline of cod in the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 138, 293–308.
- Myers, R.; Hutchings, J. y Barrowman, N. (1997). Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. *Ecological Applications*, 7, 91–106.
- Nash, J. (1953). Two – Person Cooperative Games. *Econometrica*, 21(1), 128–140.
- Neher, P. (1990). *Natural Resource Economics: Conservation and Exploitation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Newman, K. (1998). State-Space Modelling of Animal Movement and Mortality with Application to Salmon. *Biometrics*, 54(4), 1290–1314.
- Nicholson, W. (1997). *Teoría Microeconómica: Principios Básicos y Aplicaciones*. (6^a Ed.). Madrid, España: McGraw-Hill.

- Nicholson, W. (2006). *Microeconomía Intermedia y Aplicaciones*. (9ª Ed.). Madrid, España: Thomson.
- Onal, H., McCarl, B., Griffin, W., Matlock, G., y Clark, J. (1991). A bioeconomic analysis of the Texas shrimp fishery and its optimal management. *American Journal of Agricultural Economics*, 73, 1161–1170.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OCDE). (1997). *Towards Sustainable Fisheries: Economic Aspects of the Management of Living Marine Resources*, Paris, France: OCDE.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. New York: Cambridge University Press.
- Pallarés, P. y Suzuki, Z. (1998). La gestión de los stocks de túnidos y especies afines. Visión general de introducción al apartado 9 sobre gestión de túnidos. Simposio ICCAT sobretúnidos.
- Patterson, T., Thomas, L., Wilcox, V., Ovaskainen, O., Matthiopoulos, J. (2008). State–space Models of Individual Animal Movement. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(2), 87–94.
- Pearce, D. y Turner, K. (1995). *Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente*. Madrid, España: Celeste Ediciones.
- Peña, J. (1997). The Political Economy of Fishing Regulation: The Case of Chile. *Marine Resource Economics*, 12, 253–280.
- Pérez, J., Jimeno, J. y Cerdá, E. (2004). *Teoría de Juegos*. Madrid, España: Prentice Hall.
- Peterson, F. y Fisher, A. (1977). The Exploitation of Extractive Resources A Survey. *The Economic Journal*, 87(348), 681–721.

- Phillipson, J.; Symes, D. (2013). Science for sustainable fisheries management: An interdisciplinary approach. *Fisheries Research*, 139, 61–64.
- Pilling, G., Berger, A., Reid, C., Harley, S., y Hampton, J. (2016). Candidate biological and economic target reference points for the south Pacific albacore long line fishery. *Fisheries Research*, 174, 167–178.
- Pindyck, R. (1984). Uncertainty in the Theory of Renewable Resource Markets. *The Review of Economic Studies*, 51(2), 289–303.
- Pindyck, R. y Rubinfeld, D. (1998): *Econometric Models and Economic Forecasts*. Boston, USA: McGraw-Hill.
- Prager, M. (1994). A suite of extensions to a no equilibrium surplus-production model. *Fishery Bulletin*, 92,374–389.
- Prellezo, R. (2017). Expected economic value of the information provided by fishery research surveys, *Fisheries Research*, 190, 95–102.
- Prouzet, P., Uriarte, A., Villamor, B., Artzrouni, M., Gavart, O., Albert, E. Y Britxinaga, E. (1999). Estimations de la mortalité par pêche (F) et naturelle (M) à partir des méthodes directes d'évaluation de l'abondance chez les petits pélagiques, Rapport final Commission Européenne, DG XIV – Pêcheries.
- Punt, A. y Hilborn, R. (1996). Biomass dynamic models. User's manual. FAO. Computerized Information Series. *Fisheries*, 10,1–62.
- Quinn, T (2003). Ruminations on the development and future of population models in fisheries. *Natural Resources Modelling*, 16,341–392.
- Reed, M. (1995). Cooperative Management of Environmental Resources: A Case Study from Northern Ontario, Canada. *Economic Geography*, 71(2), 132–149.

- Reed, W. (1994). Teoría del Control Óptimo. En: Azqueta, D. y Ferreiro, A. (Eds.). Análisis Económico y Gestión de los Recursos Naturales. Madrid, España: Alianza Editorial.
- Restrepo, V., Mace, P. y Serchuck, F. (1999). The precautionary approach: a new paradigm, or business as usual?. *Our living oceans*. Report on the status of U. S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-41, versión electrónica, <http://spo.nwr.noaa.gov/fa1.pdf>
- Riera, P., García, D., Kriström, B. y Brännlund, R. (2005). Manual de Economía Ambiental y de los Recursos Naturales. (1ª Ed.). Madrid, España: Paraninfo.
- Rijnsdorp, A.; Peck, M.; Engelhard, G.; Möllmann, C., y Pinnegar, J. (2009). Resolving the effect of climate change on fish populations. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 1570–1583.
- Ronald, R. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3(1), 1–44.
- Russo, T., Parisi, A., Garofalo, G. Gristina, M., Cataudella, S. y Fiorentino, F. (2014). SMART: A Spatially Explicit Bio Economic Model for Assessing and Managing Demersal Fisheries, with an Application to Italian Trawlers in the Strait of Sicily. *PLoS ONE*, 9(1), 1–19.
- Schaefer, M. (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, 1–56.
- Schaefer, M. (1957). Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of Marine Fisheries. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 14(5), 669–681.

- Schlicht, E. (2005). Estimating the Smoothing Parameter in the so Called Hodrick–Prescott Filter. *Journal Japan Statistical Society*, 35 (1), 99–119.
- Scott, A. (1955). The Fishery: The Objectives of Sole Ownership. *Journal of Political Economy*, 63, 116–124.
- Seijo, J. y Defeo, O. (1994b). Dynamics of resource and fishermen behaviour in coasta invertebrate fisheries. En: Antona, M., Catanzano, J. y Sutinen, J. (Eds.). *Proceedings of the Sixth Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*. Paris, Francia. 1, 209–222.
- Seijo, J., Defeo, O. y Salas, S. (1997). Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo. *FAO Doc. Téc. Pesca*, 368, 1-176.
- Serchuk, F., Rivard, D., Casey, J., Mayo, R. (1997). Report of the Ad hoc working group of the NAFO Scientific Council on the Precautionary Approach. NAFO SCS Doc. 97/12.
- Smith, M.; Zhang, J. y Coleman, F. (2008). Econometric Modelling of Fisheries with Complex Life Histories: Avoiding Biological Management Failures. *Journal of Environmental Economics and Management*, 55:265–280.
- Smith, V. (1968). Economics of Production from Natural Resources. *The American Economic Review*, 58(3), 409–431.
- Smith, V. (1969). On Models of Commercial Fishing. *Journal of Political Economy*, 77(2), 181–198.
- Smith, V. (1971). Economics of Production from Natural Resources: Reply. *The American Economic Review*, 61(3), 488–491.
- Snyder, R. (1985). Recursive Estimation of Dynamic Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society*, 47(2), 272–276.

- Solera, Á. (2003) El Filtro de Kalman, Nota técnica, Departamento de Investigaciones Económicas, División Económica. San José, Costa Rica: Banco Central de Costa Rica.
- Squires, D. (1987). Public regulation and the structure of production in multiproduct industries: an application to the New England otter trawl industry. *RAND Journal of Economics*, 8(2), 232–247.
- Stange, K. (2016). Building a knowledge base for management of a new fishery: Boarfish (*Capros aper*) in the Northeast Atlantic. *Fisheries Research*, 174, 94–102.
- Sullivan, P. (1992). A Kalman Filter Approach to Catch-at-Length Analysis. *Biometrics*, 48(1), 237–257.
- Surís, J. (1992). Un Modelo Bioeconómico Pesquero. *Revista de Estudios Agro-Sociales*, 160:123–152.
- Surís, J. (1993). Regulation of the Iberoatlantic Sardine Fishery. *Environmental and Resources Economics*, 3:457–470.
- Sutinen, J. (1999). What Works Well and Why: Evidence from Fishery–Management Experiences in OECD Countries. *Journal of Marine Science*, 56, 1051–1058.
- Sutinen, J. y Soboil. M. (2001). The performance of fisheries management systems and the ecosystem challenge. Department of Environmental and Natural Resource Economics. *University of Rhode Island, USA*, 1 – 18.
- Sydsaeter, K. y Hammond, P. (1996). Matemáticas para el Análisis Económico. Madrid, España: Prentice-Hall.
- Tietenberg, T. (2002). The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What Have We Learned?. *Fondazione Eni Enrico Mattei*, 36, 1–40.

- Tomkins, J. y Butlin, J. (1975). A Theoretical and Empirical Approach to Fisheries Economics. *Journal of Agricultural Economics*, 26(1), 105 – 125.
- Turvey, R. (1964). Optimization and Suboptimization in Fishery Regulation. *The American Economic Review*, 54(2), 64–76.
- Valcic, B. (2009). Spatial Policy and the Behavior of Fishermen. *Marine Policy*, 33, 215–222.
- Varela, M. y Surís, J. (1994). Modelo de Explotación de Recursos Pesqueros. En: Azqueta, D. y Ferreiro, A. (Eds.). *Análisis Económico y Gestión de los Recursos Naturales*. Madrid, España: Alianza Editorial.
- Varela, M., Surís, J. Rocha, J. y Pazo, M. (1989). Investigación en economía pesquera: El estado de la cuestión en España. *Revista de Estudios Agro – Sociales*, 50, 9–39.
- Varian, H (1992). *Análisis Microeconómico*. (3ª Ed.), Barcelona, España: Antoni Bosch.
- Wang, G. (2007). On the Latent State Estimation of Nonlinear Population Dynamics using Bayesian and non-Bayesian State Space Models. *Ecological Modelling*, 200, 521–528.
- Wang, G. y Getzb, L. (2007). State–space Models for Stochastic and Seasonal Fluctuations of Vole and Shrew Populations in East–central Illinois. *Ecological Modelling*, 207, 189–196.
- Weitzman, M. (2002). Landing Fee vs. Harvest Quotas with Uncertain Fish Stocks. *Journal of Environmental Economics and Management*, 43:325–338.

- Young, Y. (2001). State Intervention and Abuse of the Commons: Fisheries Development in Baja California Sur, Mexico. *Annals of the Association of American Geographers*, 91(2), 283–306.
- Yu, B., Shaw, D., Fu, T. y Lai, C. (2000). A Property Rights and Contractual Approach to Sustainable Development. *Environmental Economics and Policy Studies*, 3(3), 291–309.
- Zhang, C., Chen, Y. y Ren, Y. (2016). An evaluation of implementing long-term MSY in ecosystem-based fisheries management: Incorporating trophic interaction, by catch and uncertainty. *Fisheries Research*, 174, 179–189.